



ÉRIKA RABELLO MORETTI

**TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM  
REATORES ANAERÓBIOS SEGUIDOS DE AERÓBIOS  
INOCULADOS COM BIOFERTILIZANTE**

***SWINE WASTEWATER TREATMENT IN ANAEROBIC REACTORS  
FOLLOWED BY AEROBIC REACTORS AND INOCULATED WITH  
BIOFERTILIZER***

LIMEIRA

2013



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE TECNOLOGIA

ÉRIKA RABELLO MORETTI

TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM REATORES  
ANAERÓBIOS SEGUIDOS DE AERÓBIOS INOCULADOS COM  
BIOFERTILIZANTE

Orientadora: Profa. Dra. Cassiana Maria Reganhan Coneglian

*SWINE WASTEWATER TREATMENT IN ANAEROBIC REACTORS FOLLOWED  
BY AEROBIC REACTORS AND INOCULATED WITH BIOFERTILIZER*

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia da Faculdade de Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas, para a obtenção do título de **Mestra em Tecnologia**.

**Área de Concentração:** Tecnologia e Inovação.

*Master thesis presented to the Technology Postgraduation programme of the School of Technology of the University of Campinas to obtain the Master grade in Technology.*

*Area of concentration: Technology and Innovation.*

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO  
DEFENDIDA PELA ALUNA ÉRIKA RABELLO MORETTI  
E ORIENTADA PELA PROFA.DRA.CASSIANA MARIA REGANAHAN CONEGLIAN

Assinatura do Orientador

---

LIMEIRA

2013

iii

## FICHA CATALOGRÁFICA

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA POR VANESSA EVELYN COSTA CRB-8/8295  
BIBLIOTECA UNIFICADA FT/CTL  
UNICAMP

Moretti, Érika Rabello, 1987-  
M817t Tratamento de água residuária de suinocultura em reatores anaeróbios seguidos de aeróbios inoculados com biofertilizante / Érika Rabello Moretti. - Limeira, SP : [s.n.], 2013.

Orientador: Cassiana Maria Reganhan Coneglian.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Tecnologia.

1. Biofertilizantes. 2. Águas residuais. 3. Suíno – criação.  
4. Tratamento anaeróbio. 5. Tratamento aeróbio.  
I. Coneglian, Cassiana Maria Reganhan. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Tecnologia. III. Título.

### Informações para Biblioteca Digital

Título em inglês: Swine wastewater treatment in anaerobic reactors followed by aerobic reactos and inoculated with biofertilizer.

Palavras-chave em inglês (Keywords):

- 1- Biofertilizers
- 2- Wastewater
- 3- Pig – farming
- 4- Anaerobic treatment
- 5- Aerobic treatment

Área de concentração: Tecnologia e Inovação

Titulação: Mestra em Tecnologia

Banca examinadora: Edério Dino Bidóia, Ariovaldo José da Silva.

Data da Defesa: 21-02-2013

Programa de Pós-Graduação em Tecnologia

## FOLHA DE APROVAÇÃO

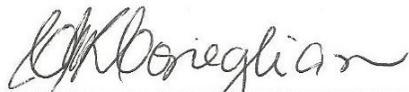
### DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA

### ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: TECNOLOGIA E INOVAÇÃO

Tratamento de água residuária de suinocultura em reatores anaeróbios seguidos de aeróbios inoculados com biofertilizante.

**Autor:** Érika Rabello Moretti

A Banca Examinadora composta pelos membros abaixo aprovou esta Dissertação:



---

Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Cassiana Maria Reganhan Coneglian, Presidente  
FT/UNICAMP



---

Prof. Dr. Ederio Dino Bidóia  
UNESP/Rio Claro



---

Prof. Dr. Ariovaldo José da Silva  
FEAGRI/UNICAMP

## AGRADECIMENTOS

A meus pais, Sra. Raully Máximo Rabello Moretti e Sr. Flaudimir José Moretti, que sempre apoiaram minhas escolhas, torcem e lutam pelo meu sucesso e me deram e dão todo suporte para que eu alcance minhas conquistas, pessoais e acadêmicas.

Aos meus avós pelo carinho e paciência perante minhas constantes ausências durante a realização deste trabalho.

À Profa. Dra. Cassiana Maria Reganhan Coneglian pelas oportunidades, ensinamentos, confiança e orientação neste e em outros trabalhos.

Ao Dr. Walter José Siqueira pela amizade, tratamentos e ensinamentos estatísticos.

Ao Thomas dos Santos Tavares pela companhia, paciência, atenção e auxílio nos últimos tempos.

Aos amigos Jaqueline Gonçalves Honório, Alyson Rogério Ribeiro, Jefferson Eduardo Silveira, Daniel Alexandre Morales e Priscila Santos.

Ao Péricles Beserra Siriano pela amizade e ajuda durante a realização das coletas, trocas em reatores e análises de laboratório.

Ao Gilberto de Almeida por sempre se lembrar de mim e pela indicação ao projeto, ajuda, disponibilidade e amizade.

À equipe técnica dos laboratórios de Saneamento da FT-UNICAMP: Ádria Caloto de Oliveira, Anjaína Fernandes de Albuquerque, Geraldo Dragoni Sobrinho e Josiane Ap. de Souza Vendemiatti, pela colaboração, ajuda, disponibilidade, paciência e amizade.

À equipe técnica dos laboratórios de Telecomunicações da FT-UNICAMP, Rodrigo Luis Ximenes e João Francisco Viana, e bolsistas pela construção do sistema de homogeneização dos reatores anaeróbios.

A banca examinadora da qualificação de mestrado Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour e Prof. Dr. Peterson Bueno de Moraes pelas contribuições à melhoria deste trabalho.

Aos bolsistas e voluntários dos laboratórios de Saneamento da FT-UNICAMP, em especial ao Eduardo Henrique Martins, Diogo Arruda, Regis Fernandes Spadotin, Celecino Simões de Souza Filho, Rita Cardoso e Amauri Alcântara Bueno pelo auxílio em coletas e análises laboratoriais.

À Flaucia Regina Moretti Barboza pelos desenhos em AUTOCAD.

À Granja Água Branca (Cordeirópolis-SP) pela disponibilidade e auxílio na realização das coletas e ao José Weber Neto pelo contato com a mesma e amizade.

À Microgeo, representada por Paulo Antônio D'Andrea e Leandro Leal Suppia, pelo convênio que tornou este trabalho possível.

Às equipe da Coordenadoria de pós-graduação da FT-UNICAMP Karen Tank Mehuri Macedo e Fátima Aparecida Alves.

À CAPES e programa de Mestrado da FT-UNICAMP pela bolsa concedida.

A todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho e conclusão de mais esta etapa.

*“Uma pessoa permanece jovem na medida em que  
ainda é capaz de aprender, adquirir novos hábitos e  
tolerar contra indicações.”*

Marie von Ebner-Eschenbach

## RESUMO

Este trabalho avaliou a ação de quatro porcentagens (0, 1, 5 e 10% – TC, T1, T5 e T10, respectivamente) de inóculo de rúmen bovino produzido por compostagem líquida contínua-CLC® no tratamento anaeróbio seguido de aeróbio de água residuária de suinocultura-ARSC. Em três experimentos, a ARSC foi tratada em reatores anaeróbios em batelada sequencial após adição de inóculo. No último experimento, após 2 h de sedimentação, os efluentes anaeróbios passaram por tratamento aeróbio em batelada sequencial. No primeiro experimento anaeróbio, com TDH de 48 h, ocorreram remoções de DQO entre 20 e 30%, com maiores eficiências no reator T10; maior consumo de alcalinidade ocorreu com maior aplicação de inóculo indicando maior atividade microbiana. No segundo experimento removeu-se entre 35 e 55% de  $DQO_{total}$  e os reatores T5 e T10 apresentaram os melhores desempenhos e maiores consumos de alcalinidade; avaliou-se TDH de 48 e 72 h e a última foi mais favorável ao tratamento anaeróbio. O terceiro experimento, com TDH de 72 h, indicou que o inóculo atua também na manutenção do equilíbrio do sistema frente a picos de carga; e a maior eficiência de 57% com relação à  $DQO_{total}$  ocorreu novamente em T10. No experimento aeróbio realizado com os efluentes dos reatores anaeróbios ocorreu remoção de nitrogênio amoniacal, mais acentuada no reator T10. O sistema completo atingiu eficiências globais para DQO de 93% nos reatores TC e T1; e de 79 e 49% nos reatores T5 e T10, respectivamente. Para  $DQO_{total}$  a etapa aeróbia removeu 49 e 79% nos reatores T10 e T5, respectivamente; e 90% em T1 e TC. No sistema completo, notou-se que as maiores taxas de inóculo desta vez não foram responsáveis pelas maiores eficiência nos sistemas aeróbios.

*Palavras-chave:* biofertilizantes, água residuária, suíno - criação, tratamento anaeróbio, tratamento aeróbio.

## ABSTRACT

This work investigated the performance of an inoculum in the treatment of swine wastewater (ARSC). The inoculum was an extract compost of cattle rumen content. The experiment tested four application percentages (0, 1, 5 and 10% - TC, T1, T5 and T10, respectively) in sequencing batch reactors operating in anaerobic followed by aerobic treatment. In three steps, the ARSC was treated in anaerobic sequencing batch after addition of inoculum. In the last experiment, 2 h after sedimentation, the anaerobic effluent passed through aerobic treatment. In the first anaerobic step, with HRT at 48 h, COD removals was between 20 and 30%, with greater efficiencies in T10 reactor; higher consumption of alkalinity occurred with greater application of inoculum indicating microbial activity increasing. In the second step removed between 35 and 55% of total COD and T5 and T10 reactors showed the best performance and higher decreases of alkalinity; it was also evaluated both 48 and 72 h HDT and the last one was better to anaerobic treatment. The third step, with HRT at 72 h, indicated that the inoculum is also active in maintaining the system balance when peak loads occur; and greater efficiency of 57% to total COD occurred again in T10. In the aerobic treatment of anaerobic treated effluent was observed ammonia nitrogen removal. It was more significant in T10 reactor. The overall efficiencies for COD in the complete system reached 93% in TC and T1 reactors, and 79 and 49% in T5 and T10 reactors, respectively. Just the aerobic way accounted a total COD removal of 49 and 79% in T10 and T5, respectively, and 90% in T1 and TC. In the complete system (anaerobic and aerobic), it was noted that the highest rates of inoculum were not responsible for the highest overall efficiency.

*Keywords:* biofertilizers, wastewater, pi-farming anaerobic treatment, aerobic treatment.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Esquema genérico dos tratamentos em batelada sequencial-SBR.....	17
FIGURA 2 – Foto do reator de 18L (A) e esquema do sistema de homogeneização (B) utilizado no tratamento anaeróbio.....	29
FIGURA 3 - Fotos do conjunto de quatro reatores e sistema de homogeneização (A); detalhe da pá (B); e motor, polias e correias (C) do sistema de homogeneização dos reatores anaeróbios.....	29
FIGURA 4 - Foto de perfil (A) e esquema (B) dos reatores; conjunto de reatores e aerador (C); detalhe compressor (D) e aerador para aquário (E) utilizados para o tratamento aeróbio de efluente de suinocultura tratado anaerobiamente.....	32
FIGURA 5 - Fluxograma esquemático do tratamento proposto: Peneiramento, tratamento anaeróbio e aeróbio.....	33
FIGURA 6 - Foto extravasamento de efluente quando aerado no primeiro experimento ...	37
FIGURA 7 - Variação de $DQO_{total}$ e Alcalinidade Total do inóculo (B) e água residuária de suinocultura (ARSC).....	47
FIGURA 8 – Resultados de Demanda Química de Oxigênio (mg/L) durante o primeiro experimento (TDH = 48horas) de tratamento anaeróbio do efluente de suinocultura.....	49
FIGURA 9 - Eficiência de remoção de $DQO_{total}$ durante o primeiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura.....	49
FIGURA 10 – Resultados de Alcalinidade Total (mg/L) no primeiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura.....	51
FIGURA 11 – Resultados de Alcalinidade Parcial (A) e Alcalinidade Intermediária (B) no primeiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura.....	51
FIGURA 12 – Resultados para Nitrogênio amoniacal (mg/L) durante o primeiro experimento de tratamento anaeróbio da água residuária de suinocultura.....	53
FIGURA 13 - Variação de $DQO_{total}$ (mg/L) no segundo experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura.....	55
FIGURA 14 - Eficiência de Remoção de $DQO_{total}$ (%) no segundo experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura.....	55
FIGURA 15 - Eficiência de remoção de $DQO_{total}$ (%) comparativa entre os tempos de detenção hidráulica.....	58
FIGURA 16 - Eficiência de redução (A) e eficiência comparativa (B) entre os tempos de detenção hidráulica para $DQO_{solúvel}$ .....	58
FIGURA 17 – Resultados de Alcalinidade total-AT (A), Alcalinidade Parcial-AP (B) e Alcalinidade Intermediária-AI (C) no segundo experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura.....	60

FIGURA 18 – Resultados para concentração de Nitrogênio-amoniacoal (mg/L) durante o segundo experimento de tratamento anaeróbico de água residuária de suinocultura.....	61
FIGURA 19 - Relação $DQO_{total}$ e pH nos reatores anaeróbios do terceiro experimento de tratamento anaeróbico de água residuária de suinocultura .....	64
FIGURA 20 - Alcalinidade Total, Parcial e Intermediária (mg/L) e pH no terceiro experimento de tratamento anaeróbico de água residuária de suinocultura .....	65
FIGURA 21 - Variação de $DQO_{total}$ (mg/L) ao longo do terceiro experimento de tratamento anaeróbico de água residuária de suinocultura.....	66
FIGURA 22 - Comparação entre $DQO_{total}$ afluyente e eficiência de cada reator no terceiro experimento de tratamento anaeróbico de água residuária de suinocultura .....	67
FIGURA 23 - Variação de $DQO_{solúvel}$ durante o terceiro experimento de tratamento anaeróbico de água residuária de suinocultura.....	69
FIGURA 24 - Variação de N-amoniacoal e pH no terceiro experimento de tratamento anaeróbico de água residuária de suinocultura.....	71
FIGURA 25 - pH e N-amoniacoal no ensaio aeróbico do terceiro experimento com água residuária de suinocultura.....	74
FIGURA 26 - Variação e redução de $DQO_{total}$ no tratamento aeróbico do terceiro experimento .....	77

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Característica da água residuária de suinocultura utilizada por diversos autores .....	5
TABELA 2 - Diferenças operacionais entre os três experimentos realizados .....	36
TABELA 3 - Equipamentos e metodologias utilizadas para determinação e dos parâmetros físico-químicos .....	40
TABELA 4 - Características da água residuária de suinocultura .....	43
TABELA 5 - Características do inóculo de biofertilizante líquido .....	46
TABELA 6 - Característica média das amostras durante o primeiro experimento .....	80
TABELA 7 - Característica média das amostras durante o segundo experimento .....	80
TABELA 8 - Característica média das amostras durante o terceiro experimento - apenas tratamentos anaeróbios .....	80
TABELA 9 - Resultados brutos dos parâmetros analisados no primeiro experimento .....	95
TABELA 10 - Resultados brutos dos parâmetros analisados no segundo experimento .....	96
TABELA 11 - Resultados brutos do tratamento anaeróbio no terceiro experimento .....	99
TABELA 12 - Resultados brutos do tratamento aeróbio no terceiro experimento .....	106

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas  
AF - Afluente  
AI - Alcalinidade Intermediária  
ANOVA - Análise de variância  
AP - Alcalinidade Parcial  
ARSC - Água Residuária da Suinocultura  
ARSC - Água residuária de suinocultura  
AT - Alcalinidade Total  
B - Biofertilizante; inóculo  
CLC® - Compostagem Líquida Contínua ®  
CV - Coeficiente de Variação  
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DQO - Demanda Química de Oxigênio  
EB - Efluente bruto  
ESC - Efluente de suinocultura]  
FT - Faculdade de Tecnologia  
GENES - Aplicativo Computacional em Estatística Aplicada à Genética  
L - Litro(s)  
mg/L - miligramas/Litro  
mL - Milímetros  
N-NH<sub>3</sub> - Nitrogênio-amoniaco  
°C - Graus Centígrados  
OD - Oxigênio Dissolvido  
PVC - Cloreto de polivinila  
Rpm - Rotações por minuto  
S - Segundos  
SBR - Reator em batelada sequencial  
SBR-An - Reator(es) anaeróbios em batelada sequencial  
SP - São Paulo  
T - Temperatura  
T1 - Tratamento anaeróbio com 1% de biofertilizante  
T10 – Tratamento anaeróbio com 10% de biofertilizante  
T10-A – Tratamento aeróbio com 10% de biofertilizante  
T1-A – Tratamento aeróbio com 1% de biofertilizante  
T5 - Tratamento anaeróbio com 5% de biofertilizante  
T5-A – Tratamento aeróbio com 5% de biofertilizante  
TC - Tratamento anaeróbio controle (0% de inóculo)  
TC-A - Tratamento aeróbio controle (0% de inóculo)  
TDH - Tempo de Detenção Hidráulica  
UNICAMP - Universidade Estadual de Campinas

# SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	5
2.1 Água residuária de suinocultura (ARSC).....	5
2.2 Tratamento de água residuária da suinocultura .....	8
2.2.1 Remoção biológica de nitrogênio .....	12
2.2.2 Reatores em batelada sequencial.....	16
2.3 Composto de rúmen bovino e inóculo para tratamento de ARSC.....	19
3 OBJETIVOS .....	23
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	25
4.1 Água residuária de suinocultura .....	25
4.2 Inóculo do sistema anaeróbio de tratamento – biofertilizante líquido.....	26
4.3 Reatores Anaeróbios e Sistema de Homogeneização .....	28
4.4 Reatores aeróbios.....	31
4.5 Sistema de tratamento anaeróbio seguido de aeróbio .....	33
4.6 Descrição e Diferenciação dos experimentos.....	35
4.6.1 Primeiro experimento: tratamento anaeróbio .....	36
4.6.2 Segundo experimento: tratamento anaeróbio .....	38
4.6.3 Terceiro experimento: tratamento anaeróbio seguido de aeróbio.....	39
4.7 Parâmetros de avaliação dos experimentos .....	40
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	43
5.1 Água residuária de suinocultura e inóculo de biofertilizante líquido .....	43
5.2 Primeiro experimento de tratamento da ARSC .....	47
5.3 Segundo experimento de tratamento da água residuária de suinocultura .....	53
5.4 Terceiro experimento de tratamento da ARSC.....	63
5.4.1 Tratamento anaeróbio no terceiro experimento .....	63
5.4.2 Tratamento aeróbio após tratamento anaeróbio no terceiro experimento .....	72
5.5 Avaliação estatística e comparação entre experimentos .....	79
6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES .....	83
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	85
APÊNDICES .....	93

# 1 INTRODUÇÃO

Gerando muitos empregos diretos e indiretos e produzindo um alimento com importante valor nutricional como fonte de proteína, a suinocultura brasileira cresceu de forma quase ininterrupta desde 1980 (ABCS, 2011).

Segundo a Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína (ABIPECS) no ano de 2011 a produção nacional de carne suína aumentou 4,9% em relação a 2010, passando de 3,24 milhões de toneladas para 3,5 milhões (APCS, 2011). E, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no segundo trimestre de 2012 houve aumento de 4,7% de animais abatidos com relação ao mesmo período de 2011, recorde desde 1997 (IBGE, 2012a). Esta produção tende a aumentar para 5,2 milhões de toneladas em 2018 segundo estimativas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA (ABCS, 2011).

De acordo com o IBGE (2012) o rebanho nacional soma mais de 30 milhões de cabeças. A região sudeste é a segunda maior produtora, com mais de 5 milhões de animais; o Estado de Minas Gerais é o maior produtor e o Estado de São Paulo concentra mais de 1 milhão destes. Com a produção de 156 mil toneladas de carne São Paulo é responsável por 10% do total de suínos no país (ABCS, 2011; APCS, 2011; IBGE, 2012; IBGE, 2012a).

Junto a este aumento na produção vieram grandes impactos sociais e ambientais ligados ao aumento do volume de dejetos produzidos por unidade de área, o que tem gerado problemas de manejo, armazenamento, distribuição, tratamento ou disposição no solo, aumentando, com isto, os custos operacionais da atividade. No geral, as dejeções (fezes e urina) juntamente com restos de ração e a água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização formam o efluente da suinocultura.

Devido à sua composição, águas residuárias de suinocultura (ARSC) têm elevada concentração de matéria orgânica não estabilizada, alta concentração de amônia, nitrogênio total e sólidos em suspensão. A descarga de nutrientes em cursos d'água pode causar a redução da concentração de oxigênio na água e o aumento da população algal, processo conhecido como eutrofização. Outro impacto causado por esta água residuária da produção de animais é a liberação de metano, conhecido como um dos principais gases de efeito estufa.

Entretanto quando apropriadamente aproveitada em digestores as ARSC podem ser transformadas e levar a benefícios econômicos e ambientais. Dentre estes aproveitamentos está a produção de fertilizantes, mas que devem conter adequadas concentrações dos nutrientes para não sobrecarregar o sistema solo-planta. Outra forma de uso dos resíduos animais é através do aproveitamento energético do metano produzido, podendo gerar economia e até mesmo lucro para a propriedade.

Devido a isto notáveis processos de tratamento, experimentais e práticos, têm sido desenvolvidos objetivando-se diminuir o potencial poluidor da criação de porcos. Dentre os processos mais citados estão as lagoas (de estabilização e anaeróbia), os digestores anaeróbios, reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) e os diversos tipos de reatores aeróbios e combinados anaeróbios-aeróbios.

Os processos anaeróbios são frequentemente aplicados com vistas à redução da carga orgânica de efluentes como os da pecuária. Porém, nos processos tradicionais os compostos nitrogenados são convertidos principalmente em amônia, a qual não é degradada nas condições anaeróbias estabelecidas em processos como UASB e digestores anaeróbios, tendo-se a necessidade de um pós-tratamento (DENG *et al.*, 2006; FIGUEROA *et al.*, 2012 OLIVEIRA e SANTANA, 2011; RAJAGOPAL *et al.*, 2011).

Com o objetivo de diminuir a inserção de compostos nitrogenados e fosforados em corpos d'água há uma tendência de integração de processos de tratamento anaeróbios e aeróbios no tratamento de ARSC (VÁZQUEZ-PADÍN *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2012b). O primeiro opera como etapa inicial devido à constatação de que fração considerável da matéria orgânica pode ser removida sem gastos energéticos com aeração e com menor geração de lodo a ser disposto. Como etapa subsequente, a nitrificação-desnitrificação biológica tem sido empregada para remover a carga nitrogenada remanescente.

No tratamento anaeróbio de rejeitos uma das dificuldades está na etapa de partida do sistema. Assim, no intuito de acelerá-la muitos trabalhos utilizam inóculo, o qual pode ter diversas procedências. Tendo em vista sua composição rica em micro-organismos estabilizados e nutrientes, biofertilizantes de uso agrícola, obtidos a partir de esterco bovino fermentado em meio líquido, podem suprir a carência de nutrientes, potencializar o tratamento biológico de efluentes atuando como inóculo.

As características intrínsecas à ARSC traz a necessidade de buscar novas possibilidades de manejo e disposição. Estas novas possibilidades devem ser economicamente viáveis para os produtores, de fácil operacionalização e ainda contribuir para o cumprimento da legislação ambiental vigente.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Água residuária de suinocultura (ARSC)

A produção de suínos no Brasil gera de 32 a 51 milhões de kg dejetos/ano, cerca de 4,9 a 8,5% de seu peso vivo/dia. A quantidade de dejetos líquido produzido varia de acordo com a fase dentro do sistema criatório. A quantidade de urina produzida depende da ingestão de água, mas em média para cada litro consumido resultam 0,6 litros de dejetos líquido (PEREIRA, 2006).

Assim como o volume, observa-se (Tabela 1) que a composição da água residuária da suinocultura (ARSC) também é bastante variável. Essa variação pode ocorrer entre diferentes granjas e na mesma propriedade.

**TABELA 1 - Característica da água residuária de suinocultura utilizada por diversos autores**

Parâmetro	<sup>1</sup> Nunes <i>et al.</i> (2011)	<sup>1</sup> Rajagopal <i>et al.</i> (2011) – por kg	<sup>2</sup> Oliveira e Santana (2011)	<sup>1</sup> Zhang <i>et al.</i> (2012b)	<sup>3</sup> Deng <i>et al.</i> (2008)	<sup>2</sup> Sánchez <i>et al.</i> (1995)
DQO <sub>total</sub> (mg/L)	26 560 ± 12 700	61 800 ± 5 000	9 049 – 28 514	1 103 ± 75		4 800 – 12 600
DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	NA	11 900 ± 1 000	1 931 – 2 543	NA	6 561	4 400 – 11 800
ST (mg/L)	NA	NA	NA	NA	NA	5 600 – 58 000
SS (mL/L)	170 ± 42	NA	NA	NA	NA	NA
AT (mg/L)	NA	NA	634 – 1 081	NA	NA	400 – 6 700
N-total (mg/L)	NA	3 500 – 3 900	NA	406 ± 37	997	NA
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	865 ± 43	2 200 – 2 500	153 – 270	378 ± 7	720	100 - 650
pH	NA	7,1 - 8,3	5,7 - 6,0	8,72	NA	5 - 5,9
P-total (mg/L)	NA	NA	254 - 400	14,4 ± 0,4	125	195 – 1 520

Legenda: DQO: Demanda Química de Oxigênio; ST: Sólidos totais; SS: Sólidos Sedimentáveis; AT: Alcalinidade total; N-total: nitrogênio total; N-NH<sub>3</sub>: nitrogênio amoniacal P-total: fósforo total; NA: não analisado. <sup>1</sup>Média e desvio padrão; <sup>2</sup>Mínimo e máximo; <sup>3</sup>Média.

A composição da ARSC depende da quantidade de água utilizada nas instalações, do tipo de alimentação e da idade dos animais, estando mais completa de resíduos líquidos na fase de crescimento e terminação (CAMPOS *et al.*, 2006; MORAES e PAULA-JÚNIOR, 2004; OLIVEIRA e SANTANA, 2011; PEREIRA, 2006; PEREIRA-RAMIREZ, 2003).

Dentre as atividades agropecuárias, a suinocultura tem sido considerada como uma das maiores fontes de poluição devido aos seus efluentes (DENG *et al.*, 2008). Em termos comparativos, a capacidade poluente dos dejetos suínos é superior à de outras espécies. Uma granja de suínos com 600 animais possui um poder poluente semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 2 100 pessoas (PEREIRA, 2006).

Na maioria dos casos, os dejetos de suínos são utilizados como fertilizante agrícola e, se não tratados previamente à aplicação, possuem grande risco de poluição ambiental. Dentre os fatores que contribuem para o potencial poluente deste efluente estão:

- elevada carga orgânica,
- sólidos em suspensão de 0,5 a 3% (OLIVEIRA e SANTANA, 2011) e mais que 3% de sólidos grosseiros (BURTON, 2007 *apud* KUNZ 2010);
- elevada concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo);
- presença de organismos patogênicos (VIANCELLI *et al.*, 2013);
- geração de grande volume (Bortone *et al.*, 1992; Lee *et al.*, 1997; Schierholt-Neto, 2007; Oliveira e Santana., 2011; Pereira, 2006).

O alto teor de nitrogênio principalmente na forma orgânica presente na ARSC torna-o com grande potencial de contaminação do solo e das águas. O nitrogênio amoniacal é outro poluente potencial, seja na forma de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) ou amônia ( $\text{NH}_3$ ) (NUNES *et al.*, 2011). Oliveira e Santana (2011) relatam que na ARSC que trataram, de 70 a 80% do nitrogênio estava na forma orgânica e de 20 a 30% na forma amoniacal. Waki *et al.* (2010) verificaram que, dentre os efluentes oriundos de atividade agropecuária, o de suínos é o mais difícil de tratar devido ao alto teor de nitrogênio a ser removido.

As águas residuárias da pecuária contêm grandes quantidades de micro-organismos, incluindo bactérias, vírus e protozoários. A maior parte dos organismos fecais é inofensiva, mas os patogênicos podem estar presentes. Na ARSC utilizada nos estudos de Lansing *et al.* (2010) foram encontrados em média  $280 \times 10^{12}$  NMP/m<sup>3</sup> de coliformes totais e  $376 \times 10^9$  NMP/m<sup>3</sup> de *Escherichia coli*.

O aumento na produção de suínos em larga escala, principalmente com sistemas de produção com animais em confinamento, e a degradação da qualidade ambiental caminham juntos. Problemas ambientais devido à geração de grandes volumes de ARSC são muito comuns, pois usualmente os solos agrícolas do entorno da granja suinícola não tem capacidade suporte para sua aplicação como fertilizante biológico e as medidas de mitigação de tais impactos têm sido pouco eficientes. Desta forma pode haver uma acumulação de matéria orgânica carbonácea e de nutrientes levando à eutrofização de lagos, reservatórios e estuários no entorno de áreas de produção animal. Durante o processo de eutrofização pode haver a liberação de toxinas das algas, odor desagradável, mortalidade de peixes e alguns efeitos nocivos à saúde humana, além da diminuição de oxigênio dissolvido na água, dificultando a autodepuração do corpo hídrico (NUNES, *et al.*, 2011; OLIVEIRA e SANTANA, 2011; PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2003; SÁNCHEZ *et al.*, 1995).

Durante o armazenamento da ARSC diversos gases são produzidos através da decomposição do mesmo. Alguns destes gases, como amônia, aminas voláteis e sulfetos; causam odor desagradável e riscos à saúde enquanto outros estão associados a problemas ambientais relativos à destruição da camada de ozônio (óxidos de nitrogênio), à chuva ácida (compostos de enxofre) e ao efeito estufa. Importância fundamental para o aquecimento global é atribuída à produção de gases de efeito estufa durante armazenamento e processamento de dejetos, como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (BÉLINE e MARTINEZ, 2002; COSTA *et al.*, 2006).

Essa combinação de fatores tem provocado grande demanda para viabilização de soluções tecnológicas adequadas ao manejo e à disposição dos dejetos de suínos, que sejam, ao mesmo tempo, compatíveis com as condições econômicas dos produtores, que atendam as exigências legais e que possam ser de fácil operacionalização.

## 2.2 Tratamento de água residuária da suinocultura

Águas residuárias da suinocultura (ARSC) são comumente aplicadas como fertilizante agrícola. Contudo, o elevado volume produzido atrelado à sua carga orgânica faz com que haja sobrecarga de carga orgânica no solo, caso a ARSC seja aplicada *in natura*. Assim, há necessidade do emprego de tratamentos que a adequem à capacidade de absorção do solo ou ao despejo em corpos hídricos, atendendo à legislação vigente.

A alta concentração de sólidos presentes na ARSC faz com que seja necessária a aplicação de etapas de pré-tratamento evitando a sobrecarga de material particulado nas etapas seguintes. O uso de peneiramento, sedimentação, centrifugação ou substâncias coagulantes são algumas das alternativas aplicadas nesta fase (DENG *et al.*, 2008; FERNANDES e OLIVEIRA, 2006; KUNZ *et al.*, 2009, VIANCELLI *et al.*, 2013).

Com aplicação de tanino (10% v/v) e poliacrilamida (0,01% m/v) como coagulantes, Nunes *et al.* (2011) geraram aproximadamente 824 mL/L de lodo, deixando a água residuária de suinocultura com 10 138,0 mg/L de DQO (Demanda Química de Oxigênio), mas que inicialmente continha cerca de 26 600 mg/L.

Apenas com a sedimentação em tanques primários, Viancelli *et al.* (2013) removeram 39% da DQO da água residuária de suinocultura com a qual trabalharam. Anteriormente à sedimentação o efluente passou por peneiramento e tanque de equalização, mas os autores não mencionam a porção de DQO removida. Ademais da sobrecarga das etapas seguintes de tratamento, a remoção de sólidos, principalmente os grosseiros, evita a ocorrência de danos nas tubulações e bombas eventualmente necessárias.

Entretanto, ao sair das unidades de remoção de sólidos a ARSC ainda apresenta-se concentrada em termos de matéria orgânica e nutriente. Desta forma, frequentemente utiliza-se de tratamentos biológicos para remoção da matéria orgânica carbonácea, nitrogenada e fósforo. Para isso, tratamentos aeróbios (DENG *et al.*, 2008) e anaeróbios (FERNANDES e OLIVEIRA, 2006; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2008; SÁNCHEZ *et al.*, 1995) têm sido empregados com relativo sucesso.

Os processos aeróbios são amplamente utilizados para diversos efluentes, pois podem promover a conversão de cerca de 40 a 50% da DQO afluente em gás carbônico pelo processo de respiração, e são também eficientes na remoção da carga nitrogenada através da nitrificação. A DQO residual nos efluentes aeróbios usualmente permanece na faixa de 5 a 15%. Entretanto, processos aeróbios têm a desvantagem de requer elevados gastos com o fornecimento de oxigênio para o sistema além de produzir grandes volumes de lodo (entre 30 e 40% da DQO afluente) a ser tratado e disposto (CHERNICHARO, 2007; NUNES *et al.*, 2011).

Assim, para a ARSC, é comum que a primeira etapa do tratamento biológico seja realizada em digestores anaeróbios. Isto porque o efluente possui DQO muito elevada e os gastos com energia para fornecimento de ar para um tratamento aeróbio o inviabilizam.

Os processos anaeróbios, por sua vez, convertem de 50 a 70% da DQO a metano, mas são ineficientes para a remoção de nitrogênio, que se acumula no sistema na forma de amônio. Além disso, os efluentes de digestores anaeróbios ainda apresentam DQO residual elevada deixando o reator entre 10 e 30% de material não degradado (CHERNICHARO, 2007).

A digestão anaeróbia ocorre através da fermentação e respiração. Na fermentação a oxidação da matéria orgânica ocorre na ausência de um aceptor final de elétrons e na respiração íons orgânicos são utilizados como aceptores, tais como  $\text{NO}_3^-$  (na redução de nitrato)  $\text{SO}_4^-$  (redução de sulfato) ou  $\text{CO}_2$  (na formação de metano).

Nos processos anaeróbios a matéria orgânica complexa é convertida em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, pela ação de três grupos de bactérias: fermentadoras (ou acidogênicas), acetogênicas e metanogênicas. Por hidrólise e fermentação, o primeiro grupo converte compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídeos) em outros mais simples, como ácidos orgânicos, hidrogênio e dióxido de carbono. As bactérias acetogênicas, por sua vez, metabolizam compostos orgânicos intermediários como propionato e butirato em acetato, hidrogênio e  $\text{CO}_2$ . Por fim, o acetato e o hidrogênio são metabolizados a metano e  $\text{CO}_2$  pelo grupo de metanogênicas (CHERNICHARO, 2007).

A tecnologia anaeróbia apresenta baixo custo devido ao baixo consumo de energia além de simplicidade operacional; baixa produção de lodo ou biosólidos (de 5 a 15% da DQO afluente) que é mais concentrado e apresenta-se com melhores características de desidratação; tolerância a elevadas cargas orgânicas como da ARSC; produção de biogás e seu reaproveitamento energético; e é reconhecidamente efetiva quando os dejetos são facilmente biodegradáveis. Essas características, aliadas à predominância de elevadas temperaturas no país ao longo do ano, têm contribuído para o amplo emprego dos processos anaeróbios a uma variedade de águas residuárias tanto urbanas como rurais (CHERNICHARO, 2007; OLIVEIRA e SANTANA, 2011; SÁNCHEZ *et al.*, 1995; LANSING *et al.*, 2010).

Devido às limitações e vantagens inerentes tanto à tecnologia anaeróbia como aeróbia, existe uma tendência de integração dos mesmos (BORTONE *et al.*, 1992; LEE *et al.*, 1997; NUNES *et al.*, 2011; OLIVEIRA e SANTANA, 2011; PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2003; VIANCELLI *et al.*, 2013). Nestes casos os sistemas anaeróbios são utilizados como uma primeira etapa do tratamento, pois são capazes de produzir efluentes com elevado grau de qualidade sem gerar grandes volumes de lodo. Como etapa posterior, os processos aeróbios são empregados para maior remoção de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos (estes últimos pouco afetados no tratamento anaeróbio), adequando o efluente aos requisitos legais e propiciando maior proteção ambiental, seja em seu descarte no ambiente ou reaproveitamento como fertilizante.

Os sistemas combinados, como são chamados, são aplicáveis quando se deseja tanto a remoção de matéria orgânica como de nitrogênio orgânico e amoniacal. Estes sistemas trazem como vantagens (CHERNICHARO, 2007; OLIVEIRA e SANTANA, 2011):

- Baixa potencia requerida para aeração: no caso do uso de sistemas de lodos ativados, reduz-se entre 45 e 55% o consumo de energia utilizada para aeração.
- Menor produção de lodo produzido no reator aeróbio, o qual é encaminhado novamente ao digestor anaeróbio e, então, para desaguamento.
- Baixo custo de implantação quando comparado aos sistemas aeróbios convencionais.
- Menor área requerida para o sistema de tratamento: dispensa a construção de digestores de lodo; o efluente ao reator anaeróbio possui baixa carga orgânica, diminuindo, assim, o volume necessário à unidade aerada.

Deng *et al.* (2008) avaliaram o uso de um reator UASB seguido de um reator aeróbio em batelada sequencial (RBS) no tratamento de ARSC com 6 560 mg/L de DQO e obtiveram eficiências médias de remoção de 87 a 94% no sistema combinado anaeróbio e aeróbio, operados com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 6,3 dias e temperatura de 20 a 25°C. Estes autores, no mesmo experimento, obtiveram 50% de redução no teor de nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>).

Oliveira e Santana (2011) utilizaram um sistema de tratamento composto por dois reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) em série e um reator aerado operando em batelada sequencial. Este sistema combinado tratou ARSC com DQO inicial entre 9 050 e 28 515 mg/L. Os autores encontraram, para o sistema como um todo operando à temperatura ambiente entre 21 e 25°C, eficiências entre 93 e 97% na remoção de DQO<sub>total</sub>. O melhor desempenho obtido por estes autores em relação a Deng *et al.* (2008) foram atribuídas à utilização do segundo reator UASB, o qual possibilitou a entrada de menor carga no reator aerado. O uso combinado de dois reatores anaeróbios seguido de um aeróbio possibilitou-lhes também remoções de 68 a 85% nas concentrações de nitrogênio total, além de redução de fósforo (mais de 50%) e sólidos suspensos totais (maior que 90%).

Viancelli *et al.* (2013) utilizaram reator UASB seguido de reator aerado para o tratamento de ARSC previamente peneirada e após passar por sedimentação. Apenas a etapa biológica foi responsável pela remoção de 56% de DQO e 70% de N-amoniaco. O estudo comparou dois sistemas de tratamento quanto à remoção de patógenos. Eles observaram que a utilização de lagoas de maturação após o reator aerado reduziu a presença de todos os patógenos pesquisados. Com esse sistema a água residuária poderia ser reutilizada, em lavagens dentro da propriedade.

Assim, devido à sua composição e à baixa disponibilidade de recursos para implementação e manutenção de sistemas mais complexos nas propriedades agrícolas, os sistemas combinados parecem trazer vantagens ao tratamento da ARSC.

### 2.2.1 Remoção biológica de nitrogênio

O nitrogênio presente em águas residuárias está principalmente na forma de nitrogênio orgânico. Através de processos biológicos os compostos nitrogenados (como proteínas) são transformados em amônia ( $\text{NH}_3$ ), a qual é oxidada à nitrito e depois a nitrato, por ação de bactérias quimiossintetizantes. O nitrato, por sua vez, é reduzido a nitrogênio gasoso, retornando à atmosfera. O processo aqui descrito é parte do ciclo natural do nitrogênio.

Em águas residuárias a redução das concentrações de nitrogênio em suas diversas formas se dá através do manejo deste ciclo natural dentro de cada unidade do sistema de tratamento. Entretanto, como lembra Von Sperling (2005), a remoção de nitrogênio deve ser realizada de acordo com a posterior aplicação desta água residuária, uma vez que, no caso de uso em irrigação e em concentrações adequadas, o nitrogênio é importante nutriente para culturas de plantas.

Durante o tratamento anaeróbio de efluentes os compostos orgânicos nitrogenados complexos são transformados em nitrogênio amoniaco e ortofosfatos permanecendo parcialmente em solução. Por isso, efluentes líquidos tratados por digestão anaeróbia contêm altos níveis de nitrogênio amoniaco (SÁNCHEZ *et al.*, 1995).

Vários processos têm sido estudados com vistas à remoção de nitrogênio de efluentes. Existem três principais formas de fazê-lo: por “*air-stripping*” (ou borbulhamento de ar) em pH alcalino (acima de 10) para remoção de amônia (LIAO *et al.*, 1995; ZHANG *et al.*, 2012a); remoção através de troca iônica com o uso de resinas e outros tipos de trocadores (SÁNCHEZ *et al.*, 1995); e a remoção biológica através da nitrificação seguida de desnitrificação (BORTONE, 2009; PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2003). Estes são os principais métodos empregados em escala plena e também apresentados em trabalhos acadêmicos, embora existam ainda outras metodologias como os tratamentos eletroquímicos, destilação, osmose reversa dentre outros (NDEGWA *et al.*, 2008; NUNES *et al.* 2011).

A remoção biológica através da nitrificação-desnitrificação vem sendo aplicada para efluentes domésticos e industriais. Tais processos consistem, basicamente, em oxidar a amônia a nitratos-NO<sub>3</sub> (nitrificação) e então reduzir os nitratos a nitrogênio gás-N<sub>2</sub> (desnitrificação), o qual é liberado para a atmosfera (PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2003; REEVES, 1972).

A nitrificação, sozinha, irá remover o nitrogênio na forma de amônia, mas terá como produtos nitritos (NO<sub>2</sub>) e nitratos, os quais não podem ser removidos neste processo e seu excesso em corpos receptores é indesejado, pois atuam como nutrientes para o crescimento de algas. Entretanto a eliminação da amônia já é benéfica devido aos problemas de toxicidade que ela causa a peixes e ao aumento na demanda de oxigênio (OD) na água (REEVES, 1972).

Os micro-organismos nitrificantes são bactérias químio-autotróficas que utilizam CO<sub>2</sub> como fonte de carbono e obtém energia a partir da oxidação de substratos inorgânicos. Os processos bioquímicos envolvidos na nitrificação podem ser resumidos pelas equações 1 e 2:



Como pode ser visto nas equações 1 e 2, a nitrificação ocorre em duas etapas, sendo um processo que depende da presença de oxigênio livre no meio líquido. Já a desnitrificação é um processo anaeróbio no qual o íon nitrato atua no lugar do oxigênio como aceptor de hidrogênio no sistema de transporte de elétrons. Em outras palavras, para bactérias capazes de desnitrificar, a presença do nitrato permitirá que o metabolismo aeróbio se mantenha ainda que o oxigênio esteja ausente. Na desnitrificação os nitratos são reduzidos a nitrogênio gás e compostos carbonáceos são oxidados (NUNES *et al.*, 2011; REEVES, 1972). Esta transformação é representada na equação 3 e 4:



Muitas vezes, quando o efluente chega à etapa de desnitrificação a quantidade de compostos carbonáceos biodegradáveis já está bastante reduzida, o que torna necessária uma fonte externa para supri-la. Glucose, metanol ou acetato são frequentemente utilizados como fonte externa de carbono, mas isso eleva os custos do tratamento devido à aquisição destes compostos (BORTONE *et al.*, 1992; DENG *et al.*, 2008; TORÁ *et al.*, 2011).

Desta forma, tem-se estudos sobre a possibilidade de realizar um *by-pass* de parte do efluente não tratado para o tanque de desnitrificação (DENG *et al.*, 2008; RAJAGOPAL *et al.*, 2011; REEVES, 1972). Este efluente bruto servirá como fonte de carbono orgânico.

Deng *et al.* (2008) comparam a adição de alcalinizante ou ARSC *in natura* no tratamento aeróbio em batelada sequencial de ARSC digerida anaerobiamente. Eles relatam que a adição de ARSC *in natura* foi mais favorável à remoção de nitrogênio total e fósforo. Entretanto, Rajagopal *et al.* (2011) argumenta que para água residuária da suinocultura essa configuração é dificultada devido à grande flutuação de concentração e características, o que leva à perda de matéria orgânica para o reator aeróbio e redução na produção de metano.

Assim, outra opção citada na literatura é o re-envio do efluente nitrificado para o tanque anaeróbio, onde a remoção inicial de matéria orgânica carbonácea ocorre juntamente com a desnitrificação. A recirculação tem como limitador a necessidade de aumento no volume do reator anaeróbio para que não ocorra diminuição do TDH (LEE *et al.*, 1997; RAJAGOPAL *et al.*, 2011).

Alternativa estudada é a redução do consumo de matéria orgânica durante a desnitrificação usando-se de um processo denominado nitrificação parcial (ou *short-cut*). Neste processo o nitrogênio na forma de amônia é removido através da nitrificação-desnitrificação ativada via nitrito, ou seja,  $\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{N}_2$ . Com este processo reduz-se a quantidade de oxigênio requerida para a nitrificação e a quantidade de matéria orgânica necessária à denitrificação. Além disso, o processo de *short-cut* pode reduzir a produção de biomassa e aumentar a taxa de desnitrificação (RAJAGOPAL *et al.*, 2011).

A ausência de oxigênio somada à baixa relação C/N na saída de digestores anaeróbios favorece também a remoção autotrófica da amônia e os processos denominados ANAMMOX (do inglês *Anaerobic Ammonium Oxidation*) têm sido investigados como alternativa para pós-tratamento de reatores anaeróbios. Resumidamente, este processo consiste na oxidação anaeróbia da amônia com o nitrito como acceptor final de elétrons (FIGUEROA *et al.*, 2012; VAZQUEZ-PADIN *et al.*, 2009).

Ao mesmo tempo desenvolve-se uma técnica denominada CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*). Esta modalidade ainda pouco estudada para ARSC digerida anaerobiamente une, em apenas um reator, o Anammox e a nitrificação parcial, na qual 50% do conteúdo de amônia é oxidado a nitrito. As bactérias presentes em processos *Anammox* têm baixa taxa de crescimento e grande tempo de duplicação, dificultando a partida dos sistemas de tratamento (VÁZQUEZ-PADÍN *et al.*, 2009).

Sob condições limitadas de oxigenação uma co-cultura de bactérias aeróbias e anaeróbias oxidantes de amônia pode ser estabelecida. Neste caso, é essencial o controle da concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) no meio líquido para se estabelecer a nitrificação parcial e também para evitar a inibição irreversível causada por concentrações de OD de até 0,5% da saturação de ar nas bactérias *Anammox* (FIGUEROA *et al.*, 2012; VÁZQUEZ-PADÍN *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2012b).

Existem diversos estudos envolvendo a remoção de nitrogênio de efluentes das mais diversas origens. Alguns deles apresentam modificações na configuração de estações de tratamento convencionais, as quais já são reconhecidas pela eficiência na remoção de DQO (ARTAN *et al.*, 2001; BÉLINE e MARTINEZ, 2002). Entretanto, a grande maioria dos estudos aplica processos aeróbios-anóxicos tanto para ARSC como para outras com características semelhantes (BORTONE, 2009; CALLADO e FORESTI, 2001; HIGARASHI *et al.*, 2009; QIAO *et al.*, 2010). Assim, a aplicação de um processo biológico para remoção da carga de nitrogênio amoniacal via nitrificação-denitrificação parece ser viável no tratamento de ARSC digerida anaerobiamente (BÉLINE e MARTINEZ, 2002; BORTONE, 2009; DEBIK e MANAV, 2010; DENG *et al.*, 2008; HIGARASHI *et al.*, 2009; SCHIERHLT-NETO, 2007; NUNES *et al.*, 2011).

### 2.2.2 Reatores em batelada sequencial

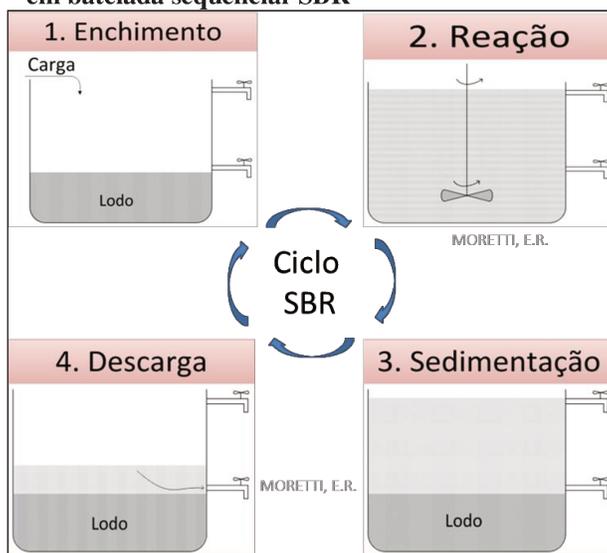
Devido ao alto conteúdo de matéria carbonácea, nitrogenada e fósforo presente na ARSC, processos biológicos que combinem a remoção de DQO, N e P tem sido amplamente sugeridos e estudados. Entretanto, tendo em vista que 59% dos suínos provém de agropecuária familiar (IBGE, 2012), aspectos relativos a custos e simplicidade de operação também devem ser levados em consideração quando se pretende tratar a água residuária da suinicultura.

Diversos processos biológicos têm sido aplicados ao tratamento de efluentes tanto em escala piloto como em escala plena, mas a maioria deles, devido à sua complexidade, são acessíveis apenas para grandes plantas de tratamento. Segundo Bortone *et al.* (1992) os Reatores em Batelada Sequencial (*Sequencing Batch Reactor – SBR*) oferecem boa possibilidade para o tratamento de ARSC pois são baratos e de fácil operação.

Enquanto que em sistemas operando em fluxo contínuo as fases de reação, seja ela aeróbia ou anaeróbia, e de sedimentação ocorre em um sequencia espacial de reatores, nos sistemas em batelada isso ocorre numa sequencia temporal. O volume total do reator consiste no volume estacionário destinado à manutenção do lodo e um volume reacional, que corresponde ao volume a ser trocado a cada ciclo, ou batelada.

Os processos em batelada sequencial ocorrem em um único reator, ou em vários reatores operando em paralelo, o que é uma vantagem em termos de espaço físico ocupado pela estação de tratamento. Estes processos ocorrem de forma sequencial e cíclica, ou seja, em bateladas. Cada ciclo é composto fases de enchimento, reação, sedimentação, esvaziamento e repouso (Figura 1).

**FIGURA 1 – Esquema genérico dos tratamentos em batelada sequencial-SBR**



Na fase de enchimento o reator é preenchido pelo afluente, sendo o lodo oriundo do ciclo anterior. Após, inicia-se a fase de reação, na qual os organismos (aeróbios ou anaeróbios) degradam os compostos do afluente. Para separação do lodo e do efluente tratado o reator permanece na fase de sedimentação e posteriormente o sobrenadante é removido, na fase de esvaziamento. A fase de repouso é utilizada principalmente para retirada do excesso de lodo, sem a qual pode haver fuga de biomassa para o efluente tratado. Além disso esta fase é prevista para casos em que seja necessária alteração na duração das fases anteriores (ARTAN *et al.*, 2001; VON SPERLING, 1997).

Como lembram Artan *et al.* (2001) este é um esquema simplificado de funcionamento do SBR uma vez que a fase de reação pode ser alterada dependendo da água residuária a ser tratada e do grau de tratamento desejado. Projetos envolvendo a remoção de nutrientes devem trabalhar com múltiplas fases de enchimento ou sucessivos período de aeração e anaerobiose.

O interesse no emprego de SBR está em sua flexibilidade operacional principalmente quanto à fase de reação. Devido às características deste tipo de reator, ele tem recebido diversas aplicações e é submetido a inúmeras pesquisas para melhor compreender e explorar as vantagens que ele oferece.

Callado e Foresti (2001) avaliaram, em escala de bancada, o uso de dois SBR operando em série quanto ao seu potencial de uso para remoção biológica de matéria orgânica e nutrientes de esgoto sintético. O primeiro reator operou como digestor anaeróbio e removeu grande parte da fração orgânica e ainda promoveu a amonificação do substrato. O segundo reator operou alternando entre condições aeróbia e anóxica. Com isso, conseguiu-se promover a nitrificação-denitrificação e também remoção biológica de fósforo. Os autores obtiveram remoção de 94% de DQO, 96% de nitrogênio e 90% de fósforo. Estes resultados puderam ser obtidos a partir da adição de acetato de sódio no início da fase anóxica.

Os SBR têm sido investigados para o pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura (DENG *et al.*, 2008; OLIVEIRA e SANTANA, 2011). Devido à operação em ciclos e possibilidade de alteração na duração de cada fase de operação, para ARSC os reatores em batelada sequencial podem ser uma alternativa interessante devido as frequentes variações nas características tanto dos dejetos (Tabela 1) como nas propriedades de sedimentação do lodo. Além disso, para estudos em escala de bancada, são sistemas simples de operar e oferecem maior confiabilidade (BORTONE *et al.*, 1992; DENG *et al.*, 2008; OLIVEIRA e SANTANA, 2011).

Segundo Deng *et al.* (2008), reatores em batelada sequencial operando com aeração intermitente têm sido empregados no tratamento de ARSC. Em alguns casos os SBR aeróbios trataram ARSC e apresentaram eficiência de até 93% na remoção de nitrogênio e DQO (BORTONE *et al.*, 1992). Entretanto, a utilização direta destes faz com que sejam necessários longos tempos de detenção hidráulica, variando de 9 a 16 dias (DENG *et al.*, 2008), resultando em grandes gastos na construção da planta de tratamento, além de elevado consumo de energia para aeração. Para tanto os autores propuseram o uso de SBRs aerados tratando ARSC previamente digerida em reatores UASB. Neste sistema combinado obtiveram mais de 94% de remoção de DQO e mais de 98% de remoção de nitrogênio amoniacal.

### **2.3 Composto de rúmen bovino e inóculo para tratamento de ARSC**

O rúmen bovino é resultante da digestão parcial de vegetais e é considerado um resíduo do processo criatório e de abate, gerado em grandes volumes. De acordo com dados de Shrestha *et al.* (2011) um abatedouro de aproximadamente 1700 animais produz cerca de 140 m<sup>3</sup> de rúmen por dia que deve ser tratado e disposto.

Este resíduo tem sido historicamente disposto em áreas vizinhas ao abatedouro, mas atualmente tem passado por compostagem. A compostagem do rúmen bovino pode ser vista como uma forma de redução de resíduos, mas o aumento de seu valor nutricional levou ao uso do composto como um condicionante do solo agrícola. Assim, o composto originado tem ganhado popularidade como substituto à aplicação de agroquímicos.

No rúmen bovino está presente um complexo microbiano que consiste de bactérias, archeas, protozoários e fungos (KIM *et al.*, 2011). O material originário de sua compostagem contém predominantemente bactérias, com uma razão de 2:1 de bactérias e fungos (SHRESTHA *et al.* 2011).

O composto de rúmen bovino contém alta população microbiana, como por exemplo, *Rhizobacteria*, *Trichoderma* e *Pseudomonas* spp., que devem melhorar o crescimento e o rendimento da colheita. Essa microbiota produz hormônios de crescimento para as plantas e compostos químicos que são antagônicos a vários patógenos do solo. Outro benefício para as plantas deve ser o mecanismo de fixação de nitrogênio e solubilização de fosfato. O uso do composto também pode aumentar a estrutura do solo, os níveis de carbono, a ciclagem de nutrientes e capacidade de retenção de água, além de suprimir doenças nas plantas (SHRESTHA *et al.* 2011).

A busca por uma produção agrícola mais rentável e menos agressiva ao ambiente levou ao surgimento e ao uso de fertilizantes biológicos, como o composto de rúmen bovino, pois apresentam baixo custo e bons resultados na proteção e fertilidade das lavouras. Estes produtos visam o equilíbrio biológico do solo e incrementam a absorção vegetal de nutrientes.

O biofertilizante é um adubo orgânico líquido decorrente de compostagem aeróbia ou anaeróbia, ou seja, da atividade de micro-organismos na decomposição e complexação de uma mistura de materiais orgânicos (esterco bovino, por exemplo), minerais e água. Sua composição apresenta células vivas ou latentes e, dentre outros, proteínas, enzimas, vitaminas e ácidos excretados por tais organismos (D'ANDREA, 2010; MEDEIROS e LOPES, 2006; TESSEROLI-NETO, 2006).

Por ser um produto biologicamente fermentado e ter como base a matéria orgânica, o biofertilizante, originado através de compostagem de rúmen bovino em meio líquido, possui em sua composição quase todos os nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, ferro etc.), variando suas concentrações conforme a matéria-prima utilizada na fermentação (TESSEROLI-NETO, 2006). Esta composição, rica em nutrientes e micro-organismos, torna os biofertilizantes uma alternativa para uso em estações de tratamento biológico de efluentes, visto que, como exposto por Hammer e Hammer (2004), efluentes tratados biologicamente devem conter suficientes concentrações de carbono, nitrogênio, fósforo e traços de outros nutrientes para garantir um adequado crescimento da cultura microbiana.

De modo geral, nos tratamentos biológicos a manutenção do equilíbrio entre as culturas microbianas, assim como a partida do sistema, está entre os fatores limitantes devido às taxas de crescimento, competição e adaptação dos organismos envolvidos no sistema proposto. Outra desvantagem dos tratamentos biológicos, associada principalmente aos digestores anaeróbios é o longo tempo necessário para bioestabilização do rejeito. Além disso, muitas vezes visa-se melhoria na qualidade do efluente tratado ou mesmo aumento de produção de algum subproduto da digestão biológica com consequente reaproveitamento econômico. Com o intuito de contornar estes problemas inerentes aos tratamentos biológicos e obter melhor aproveitamento energético e econômico muitos trabalhos estudam a aplicação de inóculo, que pode ter diversas procedências (GOMES, 2008; LEITE *et al.*, 2000; RAJAGOPAL *et al.*, 2011; VÁZQUEZ-PADÍN *et al.*, 2009; LANSING *et al.*, 2010).

Neste intuito, Lansing *et al.* (2010) trabalharam com co-digestão anaeróbia de óleo doméstico usado e água residuária de suinicultura. Em reatores de fluxo pistonado com TDH de 40 dias, eles testaram as taxas de 0 ; 2,5; 5 e 10% de aplicação de óleo na ARSC. Encontraram que a aplicação de 2,5% de óleo foi responsável por aumento na produção de metano em 124% com relação ao controle sem que ocorressem efeitos adversos com relação à matéria orgânica, organismos patogênicos ou remoção de gordura. Os autores puderam concluir que a co-digestão de ARSC com substâncias ricas em matéria orgânica pode otimizar a produção de metano enquanto preserva um tratamento de baixo custo operacional, evitando aumento de impacto ambiental ocasionado por essa atividade. Estes resultados indicam a necessidade de aplicação de aditivos para que a produção de metano possa ser otimizada, ainda que as maiores aplicações não tenham resultado em maior produção de metano e que o TDH por eles aplicado seja demasiadamente elevado. Entretanto para pequenas produções de animais esse fator não deve ser limitante.

Utilizando rúmen bovino como inóculo, Leite *et al.* (2000) estudaram o processo de bioestabilização anaeróbia em batelada de resíduo urbano. Após 365 dias de monitoramento observaram que o reator com 15% de inóculo apresentou redução de 86% na DQO, enquanto que reduções de 81, 73 e 71% foram observadas para reatores com 0, 5 e 10% de inóculo, respectivamente. Este mesmo comportamento foi observado com relação à remoção de nitrogênio total e foi atribuído à relação C/N mais equilibrada e à presença de maior massa de micro-organismos proporcionada pelo inóculo.

Moretti *et al.* (2011) também utilizaram rúmen bovino como inóculo ao tratamento de efluente de abatedouro de bovinos por lodos ativados em batelada. Neste caso o rúmen havia sido previamente fermentado via anaerobiose em meio líquido. O efluente de abatedouro permaneceu 6 horas sob aeração e 2 horas sob sedimentação. Para este sistema de tratamento obteve-se redução de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), de 79, 77 e 84% para as taxas de aplicação de 1, 5 e 10% respectivamente.

Os resultados apresentados por estes estudos demonstram que compostos a base de rúmen bovino, que é rejeito de processos criatórios e de abate, podem apresentar potencial de redução na concentração da matéria orgânica e nitrogenada de efluentes com alta carga orgânica, como os provenientes da suinocultura.

As bactérias do rúmen bovino podem auxiliar, no tratamento anaeróbio em suas etapas iniciais, uma vez que estão adaptadas ao consumo de carboidratos, proteínas e lipídios ingeridos pelo gado. Os organismos do rúmen, que são anaeróbios facultativos, podem acelerar a etapa de partida e colaborar com a manutenção de tratamentos anaeróbios, uma vez que já possuem comunidade microbiana tanto para digestão de carboidratos, proteínas e lipídios como uma comunidade que participa do processo pela metabolização até metano. Leite *et al.* (2001) encontraram que adicionando-se maior concentração de inóculo houve aumento de redução de NTK e fósforo total atribuída à etapa hidrolítica.

### 3 OBJETIVOS

A proposta do presente projeto foi avaliar a influência de um inóculo a base de rúmen bovino fermentado em meio líquido na remoção da carga orgânica e nitrogenada de água residuária de suinocultura tratada por batelada sequencial em processo anaeróbio seguido de aeróbio.

Como objetivos específicos do presente trabalho avaliaram-se:

- O processo de tratamento anaeróbio e aeróbio, ambos em batelada, para água residuária de suinocultura na redução de sua carga poluidora, medida em matéria orgânica carbonácea e nitrogenada;
- A eficiência de remoção de DQO pelo tratamento em SBR anaeróbio para efluente de suinocultura;
- A potencialidade de uso de inóculo a base de rúmen bovino no tratamento de água residuária de suinocultura;
- A influência do inóculo no processo de degradação anaeróbia do efluente de suinocultura;
- A influência do inóculo de rúmen bovino no tratamento aeróbio em batelada de efluente de suinocultura tratado anaerobiamente em SBR;
- Três diferentes taxas de aplicação inóculo (1, 5 e 10%) no tratamento de efluente de suinocultura tratado em batelada em reator anaeróbio seguido de aeróbio;
- Se a etapa aeróbia gerou efluente com menor carga carbonácea e nitrogenada;
- A estabilização dos processos em função da estratégia de partida e da taxa de aplicação do inóculo;
- Se a aplicação do inóculo ocasionará maior influencia na etapa de partida ou na estabilização do sistema de tratamento anaeróbio em batelada.

## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Água residuária de suinocultura**

A água residuária de suinocultura (ARSC) foi obtida em granja localizada na cidade de Cordeirópolis-SP. O material é composto por fezes, urina, água desperdiçada da dessedentação e restos de alimentação e isento de produtos de sanitização.

As amostras foram coletadas diretamente nas canaletas de armazenagem que as recebem quando saem das baias. Cada canaleta recebe dejetos gerados por cerca de 600 animais em diversas fases do processo criatório, com idade entre 3 e 5 meses. O efluente utilizado no presente trabalho não continha contribuição de dejetos gerados pelas matrizes, filhotes ou creche.

No momento das coletas a ARSC foi passado por peneira de malha de 2,36 mm de abertura (ABNT nº8) para separação de sólidos mais grosseiros. Inicialmente realizou-se teste, no local de coleta, tentando passá-la primeiro em peneira com abertura de 1,18 mm (ABNT nº16), e a seguir em peneira com 2,36 mm de abertura de malha. Entretanto, a peneira de menor abertura de malha não permitiu passagem da ARSC, colmatando rapidamente, o que inviabilizaria a coleta em virtude do tempo necessário para sua realização. Além disso, segundo Ramme e Kunz (2009) quanto maior o tempo de armazenamento nas canaletas maior a dificuldade no peneiramento em malhas menores, inviabilizando um processo em escala real de pré-tratamento da ARSC, o qual é importante para evitar obstrução de tubulações e maiores custos com manutenção e operação dos sistemas. Assim sendo, optou-se por utilizar apenas a peneira ABNT nº8. A ARSC peneirada foi utilizada como alimentação dos reatores de tratamento anaeróbio, ou seja, o afluente (AF) ou efluente bruto (EB).

Com coletas quinzenais, a ARSC foi transportada e armazenada em recipientes de polietileno com capacidade para 20 L. Até a aplicação nos reatores anaeróbios a ARSC ficou armazenada na Faculdade de Tecnologia/UNICAMP campus I de Limeira-SP. O material permaneceu à temperatura ambiente até o momento da realização dos ensaios. Isto ocorreu devido à impossibilidade de resfriamento, devido ao grande volume coletado (aproximadamente 200 L/coleta), e porque o principal parâmetro de interesse nesta avaliação foi a eficiência do tratamento, ou seja, a diferença entre entrada e saída. Desta forma, mesmo que já houvesse alguma degradação e acúmulo de metabólitos no efluente armazenado, este fator não iria interferir no objetivo proposto neste estudo.

Após a utilização, a água residuária de suinocultura foi devolvida à granja suinícola originária, podendo então ser tratada e destinada conforme procedimento padrão da granja.

#### **4.2 Inóculo do sistema anaeróbio de tratamento – biofertilizante líquido**

Como inóculo dos reatores anaeróbios (SBR-An), utilizou-se um composto orgânico a base de esterco bovino fermentado em meio líquido, chamado biofertilizante (B). Este composto, além da diversidade microbiológica oriunda de esterco de gado fresco, possui minerais, carboidratos, proteínas e vitaminas, que poderão contribuir para melhorar o equilíbrio nutricional do tratamento biológico proposto (BARBOSA e MEDEIROS, 2007; MEDEIROS e LOPES, 2006; MEDEIROS *et al.*, 2003).

O biofertilizante líquido, fornecido semanalmente por empresa localizada em Limeira-SP, era composto por 5% de um produto orgânico comercial (sólido-Microgeo®), 20% de esterco bovino e água. O produto comercial é um meio de cultura (probiótico) que alimenta os micro-organismos do rúmen bovino em um processo denominado Compostagem Líquida Contínua-CLC® (D'ANDREA, 2010).

A CLC® se processa em tanque com profundidade máxima de 1 m e em local com incidência de sol. Neste processo o esterco bovino fresco é utilizado como inoculante de uma mistura de um composto orgânico, neste caso o Microgeo®, e água. Conforme descrito por MEDEIROS *et al.* (2003) utiliza-se a proporção de 1 kg do composto orgânico, 4 kg de esterco fresco e 20 L de água, ou porções equivalentes. O biofertilizante, ou fermentado de rúmen bovino, está pronto para uso após 15 dias de início da CLC®.

O composto orgânico comercial utilizado na CLC® é um preparado não estéril a base de turfa, rochas moídas com 48% de silicatos de magnésio, cálcio, ferro e uma grande diversidade de minerais (ALVES *et al.*, 2001). Segundo D'Andrea (2010) este composto cumpre algumas funções dentro do processo fermentativo do esterco bovino, a saber: ativa naturalmente e conduz a fermentação, mantendo contínua a produção de metabólitos primários e secundários; evita que ocorra a predominância de fermentação alcoólica, ácida e láctica; e enriquece nutricionalmente o meio fermentativo, fornecendo substrato e nutrientes para a atividade microbiológica e posterior fertilização (das plantas e solo quando aplicado em lavouras).

Cabe ressaltar que o inóculo utilizado no presente trabalho foi o biofertilizante fornecido já preparado pela empresa. Além disso, por ser produto de fermentação biológica, o biofertilizante líquido apresenta-se com variações de composição que não são passíveis de controle.

O biofertilizante foi inoculado aos reatores anaeróbios em batelada sequencial tratando ARSC. Seguindo os trabalhos de Leite *et al.* (2000) e Moretti *et al.* (2011), utilizou-se de três taxas de aplicação, em volume: 1, 5 e 10% de inóculo em relação ao volume reacional de 12 L, além do tratamento controle sem adição de biofertilizante. Estes volumes de inóculo foram adicionados a cada ciclo de tratamento anaeróbio. As taxas testadas foram baseadas na literatura, em trabalhos anteriores (dados não publicados) e evitando-se maior oneração com um tratamento em escala real pela aquisição de grandes quantias do composto comercial.

### **4.3 Reatores Anaeróbios e Sistema de Homogeneização**

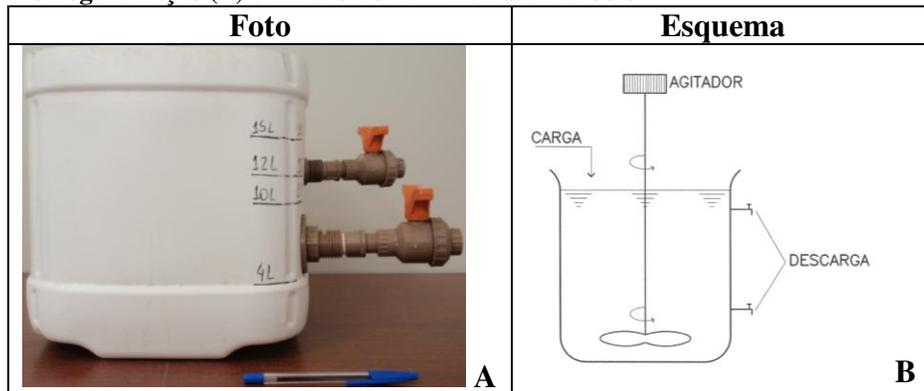
Os ensaios anaeróbios foram conduzidos em reatores de cloreto de polivinila (PVC) com volume útil de 18 L (Figura 2-A) e dimensões 29,1 x 28,4 cm de lados e 28,7 cm de profundidade. Os reatores possuíam duas torneiras em diferentes níveis, o que possibilitava a coleta de amostras sobrenadantes para análise e o descarte do sobrenadante já separado do lodo. O lodo foi mantido em 1/3 (6 L) do volume total do reator. Assim, o volume reacional foi mantido em 12 L.

Como os tratamentos anaeróbios foram conduzidos em sistema em batelada sequencial (SBR-An), para que se mantivesse mistura completa dentro dos reatores montou-se um sistema de homogeneização (Figura 2-B). O sistema foi concebido pela equipe técnica dos Laboratórios de Telecomunicações da Faculdade de Tecnologia – Unicamp, campus I de Limeira-SP.

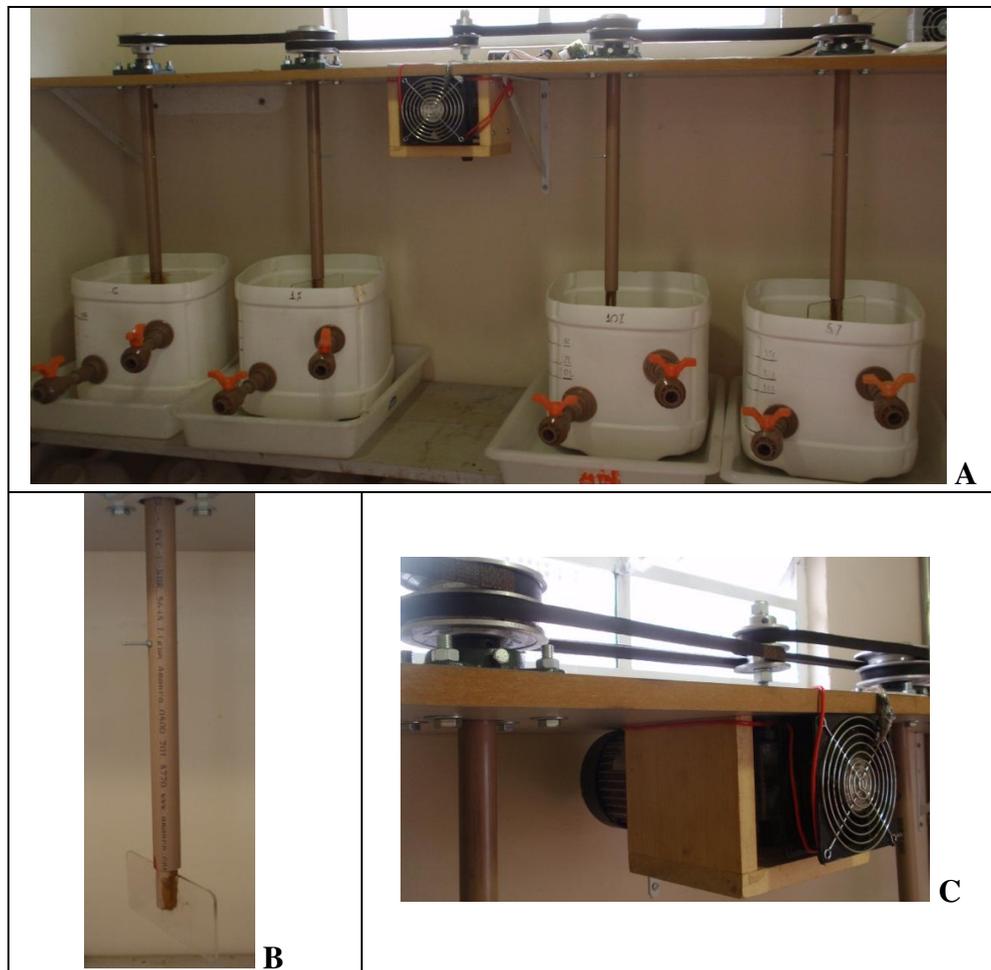
O sistema permitiu homogeneizar os quatro reatores anaeróbios que operaram paralelamente (Figura 3-A). Este sistema foi composto com um motor para portão eletrônico (Figura 3-C), que estava disponível na unidade; polias e correias, para transferência de movimento com velocidade igual para todos os reatores; e uma pá (Figura 3-B) para cada reator.

As pás foram construídas com placas de acrílico de 3 mm de espessura e tinham dimensões 16,5 x 7,6 cm. As placas de acrílico foram fixadas às hastes com adesivo massa Epóxi bicomponente (Araldite®). As hastes das pás foram confeccionadas com canos de PVC com 20 mm de espessura. Os eixos que ligavam as hastes à polias também foram de canos de PVC com 25 de espessura, de maneira que se pudesse alocar e fixar (com parafusos) as hastes por dentro dos eixos.

**FIGURA 2 – Foto do reator de 18L (A) e esquema do sistema de homogeneização (B) utilizado no tratamento anaeróbio**



**FIGURA 3 - Fotos do conjunto de quatro reatores e sistema de homogeneização (A); detalhe da pá (B); e motor, polias e correias (C) do sistema de homogeneização dos reatores anaeróbios**



A agitação foi realizada a 20 rpm e de maneira intermitente com 70 s ligada e 70 s desligada. A velocidade de rotação utilizada foi em função dos materiais/polias disponíveis para a construção do sistema de homogeneização, não havendo estudo prévio sobre a melhor velocidade. Além disso, a intermitência foi necessária em função do sobre aquecimento do motor e possível desgaste. Desta forma, instalou-se junto à fonte de alimentação elétrica um circuito eletrônico de controle temporizado (*timer*) obtido no Laboratório de Telecomunicações da FT-Unicamp.

Acoplado ao motor havia um *cooler* para computador, o qual permanecia em funcionamento mesmo durante o tempo que o motor estava parado. Isso permitiu seu resfriamento constante.

Cabe ressaltar que o sistema de homogeneização foi construído de maneira a possibilitar mistura completa dentro dos reatores e os materiais utilizados foram em função do tempo e recursos disponíveis. Entretanto, foram suficientes para a realização do trabalho experimental de bancada.

#### 4.4 Reatores aeróbios

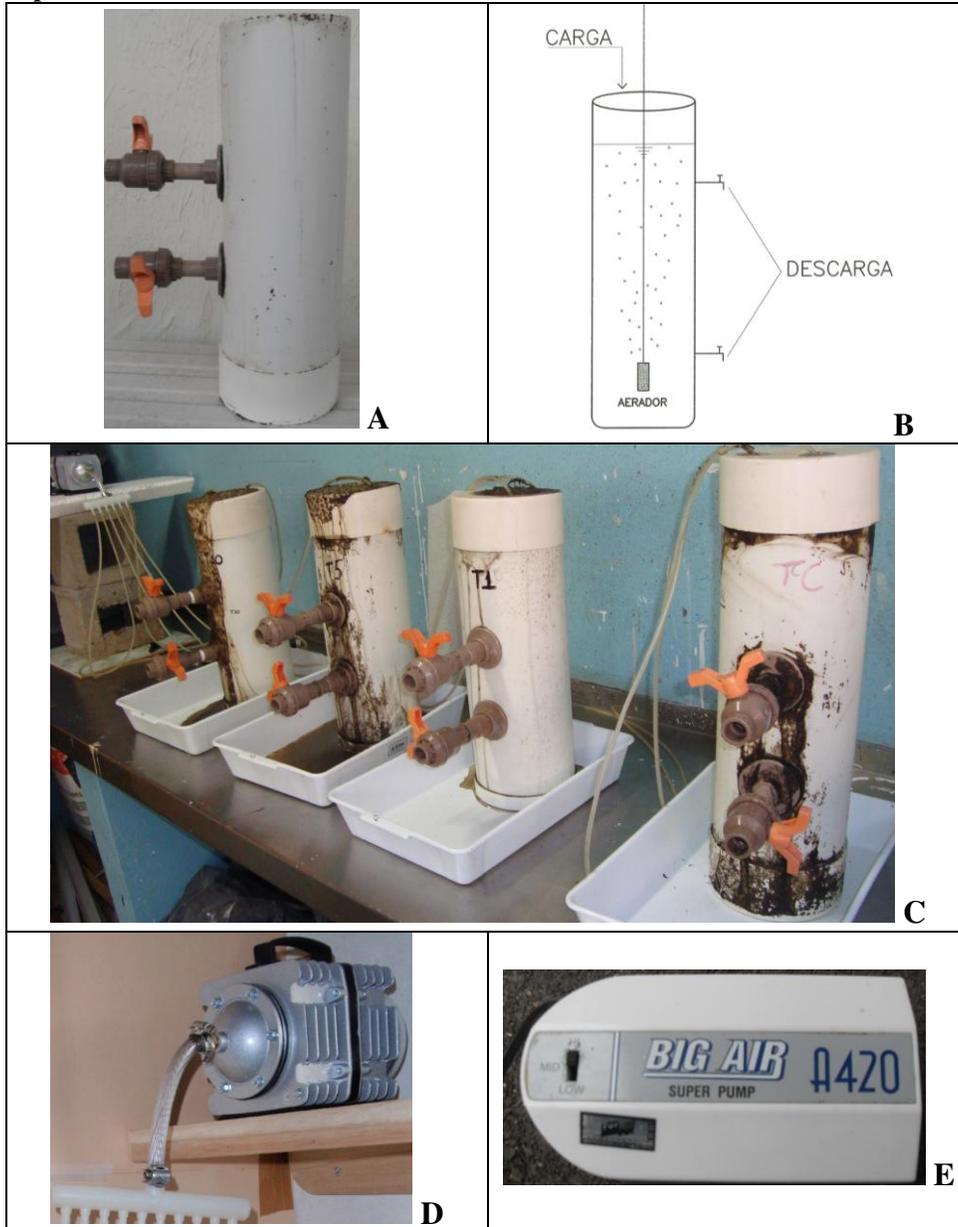
A ARSC adicionada da respectiva taxa de aplicação do inóculo B após ser tratada anaerobiamente nos SBR-An, passou por tratamento aeróbio. Para isso utilizou-se de reatores com volume útil de 6 L operando em batelada sequencial.

Os reatores aeróbios (SBR-Ae) foram confeccionados na FT a partir de canos de PVC de 150 mm de diâmetro externo e suas respectivas ‘tampas’ (CAP). De modo semelhante aos reatores anaeróbios, foram acopladas torneiras em dois níveis (Figura 4-A e B).

A torneira superior permitiu a coleta de sobrenadante após sedimentação para encaminhamento para análises laboratoriais. A torneira inferior possibilitou o descarte do efluente após sedimentação até o volume máximo de lodo ( $1/3$  do volume total do reator, ou seja, 2 L). Nestes tratamentos o volume reacional mantido foi de 4 L.

O fornecimento de ar foi realizado por compressor (modelo ACQ-007 da marca *Boyu*) e dois difusores para aquário em cada um dos quatro reatores que operaram simultaneamente em paralelo (Figura 4-C e D). Conforme necessidade, aumentou-se a aeração utilizando-se mais dois compressores para aquário (modelo A420 da marca BigAir -super pump – Figura 4-E), adicionando-se um difusor de ar para aquário em cada reator. A aeração constante durante todo o período de reação permitiu manutenção de mistura completa dentro dos reatores e de oxigênio dissolvido (OD) nos reatores aeróbios.

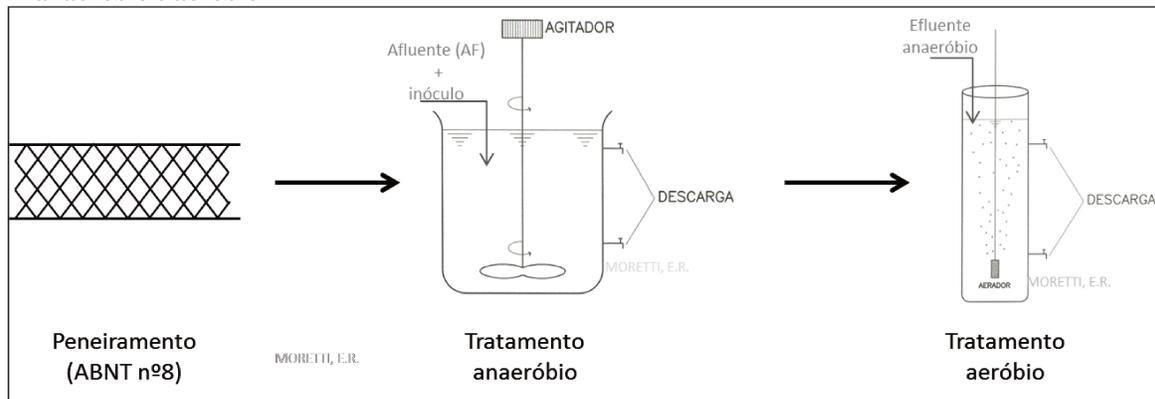
**FIGURA 4 - Foto de perfil (A) e esquema (B) dos reatores; conjunto de reatores e aerador (C); detalhe compressor (D) e aerador para aquário (E) utilizados para o tratamento aeróbio de efluente de suinocultura tratado anaerobiamente**



#### 4.5 Sistema de tratamento anaeróbio seguido de aeróbio

A ARSC passou primeiramente por peneiramento, no momento da coleta. Em seguida, recebeu as devidas taxas de aplicação do biofertilizante (B) e passou por tratamento anaeróbio, nos SBR-An. Logo após passou por tratamento aeróbio nos reatores SBR-Ae. Simplificadamente a Figura 5 expressa o fluxograma do tratamento proposto.

**FIGURA 5 - Fluxograma esquemático do tratamento proposto: Peneiramento, tratamento anaeróbio e aeróbio**



Ambos os tratamentos, anaeróbio e aeróbio, operaram em batelada sequencial (Figura 1) em escala de bancada. Os tempos de reação variaram a cada experimento realizado, totalizando três experimentos. As fases de sedimentação, descarga e enchimento duraram em média três horas, sendo 2 horas o tempo destinado à sedimentação. Ressalta-se que não havia sistema mecanizado para enchimento e descarga do líquido, o que dificultava a realização simultânea em todos os reatores. Cada período de enchimento, reação (aeróbia ou anaeróbia), sedimentação e descarga caracterizam um ciclo, ou batelada, dos tratamentos em batelada sequencial (SBR).

O enchimento dos SBR-An ocorreu com água residuária de suinocultura (peneirada) e adição de quatro taxas de aplicação de inóculo – B em relação ao volume reacional (12 L), a saber:

- 0% - tratamento controle (TC), ou seja, sem inóculo;
- 1% - tratamento com 1% de inóculo/biofertilizante (T1);
- 5% - tratamento com 5% de biofertilizante (T5); e
- 10% - tratamento com 10% de biofertilizante (T10)

Cada uma das taxas de aplicação ocorreu em reator diferente. Desta forma utilizaram-se 4 reatores SBR-An (Figura 3-A). E, para analisar uma possível influência do inóculo também no tratamento aeróbio, o efluente de cada um dos reatores anaeróbios foi encaminhado a um reator aeróbio, totalizando 4 SBR-Ae (Figura 4-C). Assim totalizaram-se 8 reatores que operaram simultaneamente no terceiro experimento.

Como pode ser visto na Figura 1 (Imagem '1.Carga'), a cada ciclo o lodo (1/3 do volume reacional de cada reator) permanecia no reator, 6 L no anaeróbio e 2 L no aeróbio. Assim, a cada novo ciclo permanecia no reator biomassa e parte do efluente do ciclo anterior, que ficou retido após o período de sedimentação de 2 horas, ou seja, não houve descarte de lodo entre cada ciclo. Entretanto, foram realizados três experimentos em épocas diferentes e, entre cada um deles, foi descartado todo o volume de lodo que havia nos reatores.

Cabe aqui ressaltar que as dimensões e volumes dos reatores foram estabelecidos de maneira que se obtivesse volume suficiente de líquido para ser encaminhado para as análises laboratoriais. Além disso, os reatores anaeróbios deveriam suprir volume suficiente para completar o volume reacional dos reatores aeróbios. Ademais, o posicionamento das torneiras de coleta e drenagem de sobrenadante foi tomado levando-se em consideração que durante a descarga poderia haver arraste de lodo, que influenciaria na análise dos resultados. Desta forma, a torneira superior dos dois tipos de reatores utilizados permitiu a coleta de líquido em ponto dentro da coluna d'água e não de lodo. Já a torneira inferior foi acoplada em posição que permitisse a manutenção de volume de 1/3 de lodo no fundo dos reatores, após a sedimentação.

O presente trabalho traz dados referentes à fase inicial do tratamento nos reatores, não sendo observado volume de lodo suficiente para descarte no período estudado. Além disso, os tratamentos anaeróbios conhecidamente produzem baixo volume de biomassa, sendo a mesma digerida e consumida ao longo do tratamento, como discutido anteriormente.

Os reatores foram mantidos na FT-Unicamp à temperatura ambiente devido às elevadas médias na cidade de Limeira-SP, com média anual de 21,8°C em 2012 (CEPAGRI, 2013), e com a finalidade de reproduzir a situação real de um tratamento, que tanto na partida como operação/manutenção do sistema, sofrerá com variações climáticas. Entretanto, permaneceram ao abrigo de luz solar direta com a finalidade de viabilizar os trabalhos de coleta de amostras, enchimento e esvaziamento dos reatores.

#### **4.6 Descrição e Diferenciação dos experimentos**

Como dito anteriormente, foram realizados três experimentos em épocas diferentes ao longo da efetivação do projeto. Ressalta-se que nenhum lodo, ou biomassa, de um experimento foi utilizado no experimento seguinte. Entre cada um dos experimentos há algumas diferenças substanciais quanto à aclimatação, tempo de detenção hidráulica (TDH) e operação dos reatores, as quais estão resumidas na Tabela 2.

Os primeiros experimentos foram realizados como adaptação experimental, adequando os espaços físicos disponíveis; permitindo melhor viabilização das bateladas, uma vez que dependiam de execução manual; e a análise de amostras laboratoriais. A partir dos resultados obtidos, pode-se então planejar e efetuar o terceiro experimento de forma padronizada, e conseqüentemente com maior duração.

Ressalta-se que em todos os experimentos as 2 horas finais de cada ciclo foram destinadas à sedimentação. Entre cada ciclo foi mantido um volume de 6 L de lodo nos reatores anaeróbios. A cada batelada o biofertilizante foi repostado às mesmas porcentagens de aplicação inicial em relação ao volume de enchimento (12 L).

**TABELA 2 - Diferenças operacionais entre os três experimentos realizados**

<b>Parâmetro</b>	<b>Experimento</b>		
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
Duração (dias)	10	26	96
Número de ciclos	5	10	30
Tempo de ciclo (horas)	48	48, 72, 120 e 168	72
Aclimação	Não	72 horas	72 horas
Sedimentação (horas)	2	2	2
Tratamento anaeróbio	Sim	Sim	Sim
Tratamento aeróbio	Não	Não	Sim

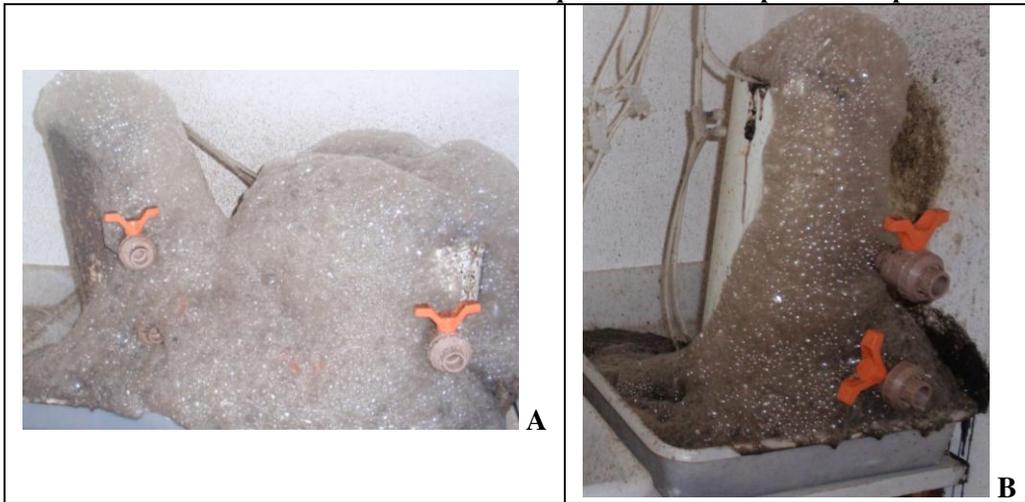
#### 4.6.1 Primeiro experimento: tratamento anaeróbio

No primeiro experimento realizaram-se 5 ciclos de tratamento anaeróbio, cada um com duração de 48 horas. O experimento foi conduzido durante 10 dias seguidos.

Neste, o TDH foi de 48 horas e, assim como nos demais, adotou-se que as 2 horas finais seriam utilizadas para sedimentação, quando o sistema de homogeneização era desligado.

Durante o primeiro experimento não foi realizado o tratamento aeróbio, pois o anaeróbio ainda dependia de adaptações. Além disso, em tentativa de aerar os efluentes oriundos dos reatores anaeróbios, houve formação excessiva de espuma e consequente perda de significativo e desconhecido volume (Figura 6). Houve tentativa de diminuir o fluxo de ar injetado, mas a concentração de OD permanecia inferior a 0,1 mg/L de O<sub>2</sub>.

**FIGURA 6 - Foto extravasamento de efluente quando aerado no primeiro experimento**



A espuma era formada provavelmente devido à alta carga orgânica, em DQO, e quantidade de gordura (dado não analisado) ainda remanescente aos reatores anaeróbios. Assim, dependia-se de maior estabilização e remoção de DQO nos reatores anaeróbios para que pudesse ser empregado tratamento aeróbio. Esta condição foi conseguida, como apresentado no item ‘Resultados e Discussões’, apenas no terceiro experimento, no qual então foram utilizados os reatores aeróbios como tratamento posterior aos SBR-An.

Neste primeiro experimento não realizou-se aclimação entre o afluente (AF) aos reatores SBR-An, inóculo B e condições de operação. Entretanto, devido à baixa remoção de DQO optou-se por realizá-la a partir do segundo experimento.

#### 4.6.2 Segundo experimento: tratamento anaeróbio

No segundo experimento realizaram-se 10 ciclos de tratamento, totalizando-se 31 dias de tratamento anaeróbio. Neste caso adotou-se TDH diferenciados, sendo:

- 5 ciclos com 48 horas de duração;
- 3 ciclos com 72 horas;
- 2 ciclos (4 e 5) com 120 e 168 horas (5 e 7 dias, respectivamente) de duração cada um.

Os ciclos 4 e 5 tiveram maior duração devido à impossibilidade de coleta de ARSC afluyente aos reatores. Assim, nesta situação retirou-se alíquota de apenas 1 L, suficiente para as análises laboratoriais, e o conteúdo de cada reator foi mantido até o 6º ciclo, quando então o volume reacional restante foi drenado e repostado com afluyente.

Estes TDH diversificados foram conduzidos com o objetivo de determinar o mais adequado tanto para execução deste projeto como em escala real. Outro motivo foram alguns imprevistos que impossibilitaram a coleta de ARSC. Assim, para o terceiro experimento utilizou-se o melhor resultado em termos de remoção de DQO e TDH.

Como no primeiro experimento avaliou-se a necessidade de aclimatação, a partir do segundo a mesma foi realizada. O tempo de aclimatação utilizado foi de 72 horas.

Para aclimatação cada reator anaeróbio recebeu a ARSC afluyente (AF) até que se completasse o volume de 6 L, ou seja, até que a torneira inferior parasse de extravasar. A cada reator (TC, T1, T5, T10) adicionou-se a respectiva taxa de aplicação do biofertilizante (0, 1, 5 e 10% respectivamente); mas apenas desta vez em relação ao volume total (18 L) do reator. Este volume, AF e B, permaneceu sob agitação intermitente durante as 72 horas. Decorrida a aclimatação procederam-se os ciclos do tratamento anaeróbio em batelada sequencial conforme descrito.

O segundo experimento ainda caracterizava-se por adaptação experimental e não apresentava estabilização dos reatores. Desta forma não foram conduzidos os tratamentos aeróbios.

#### 4.6.3 Terceiro experimento: tratamento anaeróbio seguido de aeróbio

O terceiro experimento teve duração de 105 dias, totalizando 32 ciclos de 72 horas cada um. Este tempo de detenção hidráulica foi decidido com base nos resultados obtidos no primeiro e segundo experimentos.

A partir dos experimentos anteriores adotou-se o tempo de aclimação de 72 horas, mantendo-se o mesmo tempo para os ciclos de tratamento. A aclimação ocorreu conforme descrito para o segundo experimento: taxas de aplicação com relação ao volume total (18 L) dos reatores anaeróbios de inóculo (B) foram adicionadas a 6 L de AF. Seguida a aclimação, iniciaram-se os ciclos de tratamento anaeróbio.

A partir do 23º ciclo de tratamento anaeróbio iniciaram-se os tratamentos aeróbios. Antes de seu início efetivo realizou-se aclimação, também durante 72 horas.

A aclimação aeróbia ocorreu a partir do efluente do 22º ciclo de cada reator anaeróbio. Após sedimentação rotineira de 2 horas, 2 L do sobrenadante dos SBR-An foram transferidos para os respectivos reatores aeróbios. Esse volume perfaz 1/3 do volume total dos reatores aeróbios e foi adotado como volume de lodo.

Decorridas às 72 horas, nas quais cada lodo em formação permaneceu sob aeração constante, adicionou-se 4 L de efluente oriundo do 23º ciclo dos SBR-An. Sendo considerado, então, como início do tratamento aeróbio dos efluentes do tratamento anaeróbio.

Os ciclos aeróbios seguiram os anaeróbios e também tinham 72 horas de duração. Este TDH foi adotado devido à alta concentração de DQO nos efluentes dos SBR-An e para que os reatores e lodos aeróbios não ficassem “ociosos” e sem matéria a ser consumida, o que ocorreria caso o TDH dos SBR-Ae fosse inferior ao dos SBR-An.

Cabe ressaltar que quando do enchimento dos SBR-Ae nenhuma porção do biofertilizante foi adicionada, sendo colocado apenas o efluente de cada um dos reatores anaeróbios.

## 4.7 Parâmetros de avaliação dos experimentos

As análises laboratoriais para avaliação dos experimentos ocorreram nas dependências da Faculdade de Tecnologia, Unicamp – Limeira-SP.

Conforme cada caso os sistemas de tratamento em escala de bancada foram monitorados quanto a pH, Demanda Química de Oxigênio total e solúvel, nitrogênio-amoniacoal (N-NH<sub>3</sub>), Alcalinidade Total (AT) Alcalinidade Parcial (AP) e Alcalinidade Intermediária (AI), concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) e temperatura (T) ambiente. A metodologia para medição dos parâmetros estão apresentados na Tabela 3.

No primeiro experimento realizou-se apenas medição de DQO<sub>total</sub>. Entretanto, para os experimentos 2 e 3 surgiu a necessidade de monitorar os tratamentos também quanto a DQO<sub>solúvel</sub>. Esta necessidade se originou devido à dúvida se havia arraste de material particulado durante a coleta das alíquotas. Assim, para a remoção dos sólidos suspensos, as amostras foram submetidas à centrifugação durante 10 minutos a 2.500 rpm (RIPLEY *et al.*, 1986) e apenas o sobrenadante foi analisado. Os tratamentos propostos foram monitorados quanto à sua eficiência de remoção (%) de DQO<sub>total</sub> e DQO<sub>solúvel</sub>.

Devido à impossibilidade de medição constante de T do líquido de todos os reatores, foi monitorada apenas a temperatura ambiente da sala onde os experimentos ocorreram. Havia disponível um termohigrômetro que mantinha gravada apenas as informações de temperatura máxima e mínima. Este era zerado a cada início de ciclo de tratamento.

**TABELA 3 - Equipamentos e metodologias utilizadas para determinação e dos parâmetros físico-químicos**

Parâmetro	Metodologia
pH	4500-H <sup>+</sup> B. Método Eletrométrico (APHA, 2005).
AT, AP e AI	Jenkins <i>et al.</i> (1983) e Ripley <i>et al.</i> (1986).
DQO total	5220 D. Método colorimétrico com refluxo fechado. (APHA, 2005).
DQO solúvel	
N-NH <sub>3</sub>	4500-NH <sub>3</sub> D. Método do Seletivo de Amônia (APHA, 2005)
OD	2810 B. Método direto – Sensoriamento por membrana (APHA, 2005).

Legenda: AT, AP e AI: Alcalinidade Total, Parcial e Intermediária, respectivamente; DQO: Demanda Química de Oxigênio; N-NH<sub>3</sub>: nitrogênio amoniacoal; OD: Oxigênio dissolvido.

Embora fosse interessante a avaliação da concentração de sólidos suspensos, nitrito e nitrato nos afluentes e efluentes aos reatores, estes parâmetros não foram monitorados devido à impossibilidade de sua realização nos laboratórios da FT. O parâmetro sólidos suspensos e nitrito dependiam de filtração em filtro de 0,45  $\mu\text{m}$ , o qual colmatava com passagem de menos de 2 mL de amostra, mesmo depois de tratada, volume insuficiente para determinação de tais parâmetros. A utilização de filtração em diversas etapas, além de inviabilizar a análise pelo emprego de inúmeros filtros, levaria a maior erro sistemático e interferência nas análises. A determinação de nitrato foi inviabilizada, pois não há na FT metodologia referenciada implantada e nem os equipamentos necessários para sua realização.

Os resultados dos parâmetros analisados para os afluentes e efluentes dos reatores anaeróbios nos três experimentos foram avaliados utilizando-se análise de variância (ANOVA) e subseqüente teste comparativo de médias com 5% de significância de Scott e Knott (1974), que é baseado na técnica de análise de grupos e, de acordo com Costa (2003), utiliza a razão de verossimilhança para atestar a significância de que  $n$  tratamentos podem ser divididos em dois grupos que maximizem a soma de quadrados entre grupos. Os cálculos foram realizados com o Aplicativo Computacional em Estatística Aplicada à Genética-GENES (CRUZ, 2006) sob orientação do Dr. Walter José Siqueira, agrônomo e pesquisador do Instituto Agronômico de Campinas-SP.

O tratamento estatístico utilizando-se o programa GENES apenas considera como válidos valores superiores a zero. Desta forma, dados negativos (eficiência de redução de DQO, por exemplo) ou perdidos devem ser excluídos ou manejados. Neste trabalho os dados inexistentes ou negativos foram retirados e em seu lugar colocadas médias relativas a cada amostra. Para alguns parâmetros, entretanto, não se realizou tal tratamento pois foram muitos dados negativos e/ou perdidos, caso das amostras aeróbias por exemplo. Nestes casos o número de dados válidos era insuficiente para considerar suas médias e alocá-las onde houvesse dados faltantes.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Água residuária de suinocultura (ARSC) e inóculo de biofertilizante líquido

A Tabela 4 apresenta a caracterização físico-química da água residuária de suinocultura (ARSC) utilizada. Como foram realizados três experimentos apresenta-se a amplitude para cada um deles. Há também uma visão geral, com médias, desvios-padrão e coeficientes de variação (CV) entre todas as amostras analisadas. As alíquotas analisadas foram coletadas imediatamente antes de a ARSC ser introduzida nos reatores anaeróbios.

TABELA 4 - Características da água residuária de suinocultura

Parâmetro	Amplitude por experimento (mg/L)			Média (mg/L)	CV (%)
	1 <sup>a</sup>	2 <sup>b</sup>	3 <sup>d</sup>		
pH	7,04 – 7,37	7,1 – 7,73	6,53 – 7,90	7,2 ± 0,37	5
DQO <sub>total</sub>	24 275 – 30 750	12 000 – 44 000	11 598 – 63 499	32 943 ± 16 178	49
DQO <sub>solúvel</sub>	N.A.	11 000 – 28 500	10 396 – 42 248	21 985 ± 8 667	39
AT	4 532 – 6 779	6 325 – 8 955	3 714 – 9 250	6 601 ± 1 718	26
AI	2 895 – 3 504	2 610 – 5 288	2 261 – 5 803	3 963 ± 1 052	26
AP	1 389 – 3 276	1 964 – 5 523	480 – 4 111	2 568 ± 1 253	49
N-amoniacal	898 – 1 510 <sup>c</sup>	2 210 – 2 830 <sup>c</sup>	1 094 – 4 112 <sup>c</sup>	2 287 ± 777	34

Legenda: DQO: Demanda Química de Oxigênio; AT, AP e AI: Alcalinidade Total, Parcial e Intermediária, respectivamente; N-amoniacal: nitrogênio amoniacal; <sup>a</sup> n = 4 amostras; <sup>b</sup> n = 9 amostras; <sup>c</sup> n-1 amostras; <sup>d</sup> n = 27 amostras; N.A.: não analisado; CV: coeficiente de variação.

Nota-se ampla faixa de valores para a maioria dos parâmetros analisados. Esta característica da ARSC *in natura* algumas vezes levou à necessidade de diluí-la antes de ser adicionada aos reatores anaeróbios no terceiro experimento. A diluição, com água de torneira isenta de cloro, foi realizada com base na DQO<sub>total</sub> da ARSC. Desta forma a concentração de DQO<sub>total</sub> afluyente (AF) aos reatores anaeróbios pode ser mantida entre 25 000 e 30 000 mg/L. Quando a ARSC apresentava concentração de matéria orgânica de até 25 000 mg/L a diluição não era realizada e, nestes casos, EB e AF têm o mesmo valor.

O procedimento de diluição foi realizado apenas para alguns ciclos do terceiro experimento. Nos dois primeiros experimentos o mesmo não foi necessário e, assim, na discussão de seus resultados menciona-se apenas EB.

Segundo Rajagopal *et al.* (2011) espera-se alta concentração de amônia e de matéria orgânica não estabilizada na ARSC. O material utilizado no presente trabalho apresentou concentração média de  $DQO_{total}$  e N-amoniaco de  $32\,943 \pm 16\,178$  mg/L e  $2\,287 \pm 777$  mg/L respectivamente. Além de concentrações elevadas é característica deste efluente apresentar variações em sua composição, resultando em CV igual a 49 e 34% para de  $DQO_{total}$  e N-amoniaco, respectivamente. A alta concentração e variação de matéria orgânica é característica da ARSC sendo apresentada por vários autores, com CV usuais próximos a 50% e faixas de concentração diversas em cada trabalho (Tabela 1).

A ARS utilizada por Nunes *et al.* (2011) em tratamento anaeróbio seguido de aeróbio com recirculação do efluente aeróbio para o reator anaeróbio para possibilitar a desnitrificação apresentou CV de 48% e concentração média de  $26\,560 \pm 12\,700$  mg/L de DQO. Embora menores que os valores encontrados neste trabalho, apresentam-se dentro da faixa de concentração aplicada aos SBR-An considerando-se a diluição no terceiro experimento.

Já a ARSC aplicada a dois reatores UASB seguidos de um SBR aerado por Oliveira e Santana (2011) apresentou  $DQO_{total}$  entre 9 049 e 28 514 mg/L (CV de 45%) e  $DQO_{solúvel}$  entre 1 931 e 2 543 mg/L (CV entre 26 e 48%). Mesmo com grande variação, o trabalho de Oliveira e Santana (2011) teve menores concentrações que o de Nunes *et al.* (2011) e o presente, o que provavelmente se deve à sua origem em uma unidade de pesquisa com poucos animais. Essas variações com relação à DQO são usualmente atribuídas à idade e dieta dos animais e também ao manejo adotado na granja, o que dificulta a estabilidade tanto dos parâmetros de monitoramento como dos sistemas empregados no tratamento.

A variação na concentração de alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) também ocorreu no afluente utilizado por Oliveira e Santana (2011), porém as concentrações que apresentaram foram menores (Tabela 1). No presente trabalho AT teve médias de  $6\ 601 \pm 1\ 718$  mg/L; AP,  $2\ 568 \pm 1\ 253$  mg/L; e AI,  $3\ 963 \pm 1\ 052$  mg/L. Já Pereira-Ramirez *et al.* (2003) apresentaram valores médios de 3 812 mg/L de alcalinidade total.

O parâmetro nitrogênio amoniacal apresentou-se menos concentrado no primeiro experimento, estando entre 900 e 1 510 mg/L. Já para o segundo e terceiro experimentos apresentou faixa entre 2 210 e 2 830 mg/L; e 1 094 e 4 112 mg/L, respectivamente. A ARSC utilizada por Rajagopal *et al.* (2011) tinha cerca de 2 500 mg/L de N-amoniacal. A maior concentração na ARSC utilizada no terceiro experimento pode ser devido ao período de armazenamento anteriormente à sua aplicação aos reatores. Durante este período provavelmente ocorreu alguma degradação do efluente pelos organismos oriundos do mesmo.

No terceiro experimento realizou-se também análise de sólidos totais, fixos e voláteis sendo encontrados 11 710 mg/L; 3 885 mg/L e 7 825 mg/L; respectivamente. Ressalta-se que estes valores foram encontrados para a ARSC após o peneiramento realizado no momento da coleta.

Assim, devido às características da ARSC optou-se pelo tratamento anaeróbio como primeira etapa. Dentre as características favoráveis à tecnologia anaeróbia Chernicharo (2007) destaca a tolerância a elevadas cargas orgânicas e a possibilidade de tratamento de águas residuárias concentradas. Além disso, o autor cita como vantagem as condições climáticas no país.

Na Tabela 5 estão apresentadas as características físico-químicas do biofertilizante líquido utilizado como inóculo nos SBR-An. Nota-se variação em sua composição, mas as concentrações são baixas quando comparadas com a ARSC que este trabalho objetivou tratar.

**TABELA 5 - Características do inóculo de biofertilizante líquido**

Parâmetro	Amplitude por experimento (mg/L)			Média (mg/L)	Coeficiente de variação (%)
	1 <sup>a</sup>	2 <sup>c</sup>	3 <sup>c</sup>		
pH	6,85 – 7,35	5,82 – 6,79	6,41 – 7,44	6,78 ± 0,48	7,2
DQO <sub>total</sub>	535 – 1 152	240,0 – 480,0	85,1 – 224,4 <sup>d</sup>	333,4 ± 261,21	78,3
DQO <sub>solúvel</sub>	N.A.	70,0 – 380,0	3,4 – 46,7 <sup>e</sup>	113,9 ± 110,80	97,3
AT	32,0 – 44,0	33,4 – 42,0	44,1 – 58,1	43,6 ± 8,46	19,4
AI	7,62 – 44,0	4,03 – 37,9	6,0 – 16,0	15,2 ± 10,7	70,0
AP	24,4 – 29,2 <sup>b</sup>	1,58 – 33,9 <sup>b</sup>	34,0 – 50,1	31,5 ± 11,27	35,8
N-amoniacal	2,5 – 4,5 <sup>b</sup>	0,29 – 3,32	1,03 – 12,7 <sup>f</sup>	2,9 ± 2,68	94,0

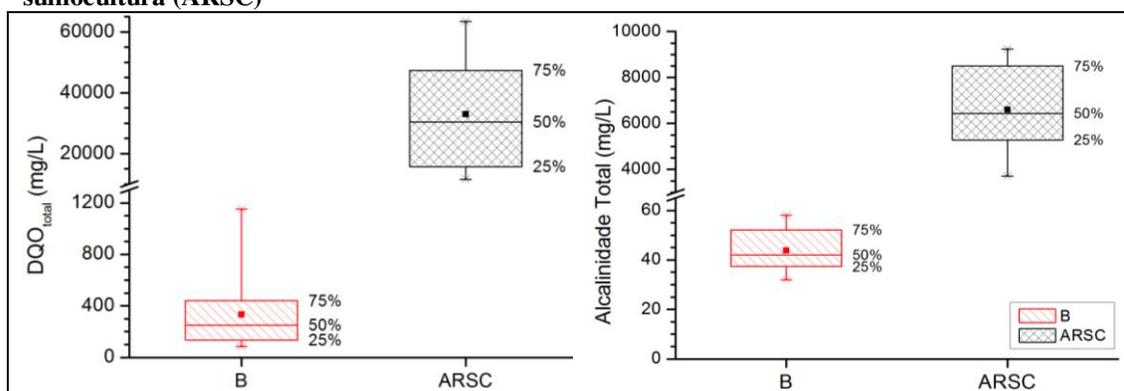
Legenda: DQO: Demanda Química de Oxigênio; AT, AP e AI: Alcalinidade Total, Parcial e Intermediária, respectivamente; N-amoniacal: nitrogênio amoniacal; <sup>a</sup> n = 4 amostras; <sup>b</sup> n-1 amostras; <sup>c</sup> n = 8 amostras; <sup>d</sup> n = 9 amostras; <sup>e</sup> n = 6 amostras; <sup>f</sup> n = 11 amostras. N.A.: não analisado.

Destaca-se aqui que alguns parâmetros apresentaram elevados CV. Este fato pode ser atribuído aos métodos analíticos utilizados, pois foram os mesmos para as amostras de ARSC, e portanto são mais adequados a altas concentrações, ou seja, são pouco sensíveis e precisos para baixas concentrações. Assim o emprego de métodos analíticos para amostras com baixas concentrações, poderia resultar em CV menores. Outro fator que pode ter contribuído para CV elevados pode ter sido o período de armazenamento, já que durante o mesmo devem ter ocorrido degradações da ARSC.

Como discutido nos itens que seguem, alguns ciclos apresentaram remoção negativa de DQO, ou seja, o afluente dos reatores apresentou menor carga orgânica que seus efluentes. Contudo, a partir da Tabela 5 e da Figura 7 observa-se que o biofertilizante não foi responsável pelo aumento desta matéria orgânica, já que sua concentração era menor que a concentração da ARSC afluente. Nesta figura nota-se maior variação na composição da ARSC que do inóculo.

Segundo Chernicharo (2007) os valores ótimos de pH para tratamentos anaeróbios está entre 6,6 e 7,4. Tanto o afluente (AF) dos reatores anaeróbios como o biofertilizante apresentaram-se dentro desta faixa de valores. Exceção foi observada em uma das amostras de biofertilizante, que apresentou pH de 5,8 (no 7º ciclo de tratamento anaeróbio do segundo experimento). Devido ao pequeno volume aplicado e à alta alcalinidade da ARSC, este valor abaixo do recomendado não influenciou o desempenho dos reatores.

**FIGURA 7 - Variação de DQO<sub>total</sub> e Alcalinidade Total do inóculo (B) e água residuária de suinocultura (ARSC)**



Legenda: B: inóculo; ARSC: Água Residuária de Suinocultura.

## 5.2 Primeiro experimento de tratamento da ARSC

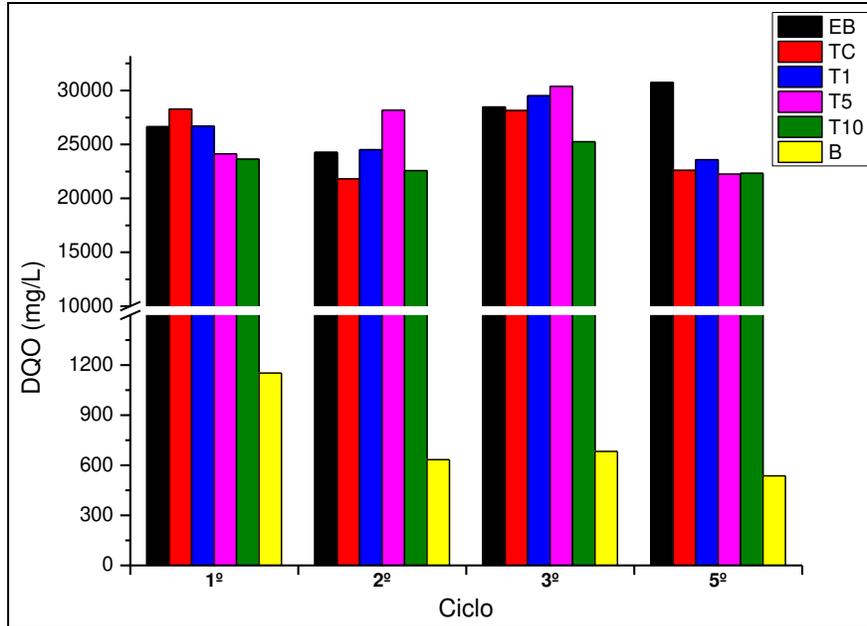
Durante o primeiro experimento de tratamento anaeróbio da ARSC o pH do efluente de todos os reatores foi mantido conforme seus afluentes, apresentando média de  $7,7 \pm 0,14$ . Neste experimento a temperatura ambiente mínima manteve-se entre 18 e 20°C e máxima entre 30 e 34°C. Os dados brutos do experimento 1 estão no Apêndice A.

As Figuras 8 e 9 apresentam os gráficos de concentração de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e eficiência de remoção de DQO, respectivamente. Neste caso não foram realizadas análises laboratoriais do 4º ciclo de tratamento devido a problemas para execução das mesmas. Nota-se que, embora o efluente de todos os reatores ainda tivesse DQO bastante elevada, os sistemas se encontravam em processo de estabilização. Tal fato pode ser observado, pois no último ciclo analisado, embora os reatores tenham recebido DQO mais elevada, 30,75 g/L, apresentaram as menores concentrações de saída, ou seja, o sistema foi capaz de absorver a DQO afluente.

A maior eficiência do processo anaeróbico (Figura 9) foi de 28% no quinto ciclo do reator T5; 27% para TC e T10; e 23% para T1. Entretanto, nos demais ciclos o reator T10 apresentou os melhores resultados. Os processos de tratamento anaeróbios são capazes remover maiores quantidades de matéria orgânica (CHERNICHARO, 2007). Na literatura encontram-se casos em que reatores anaeróbios foram capazes de promover maiores porcentagens de remoção de DQO quando comparado com os dados aqui obtidos.

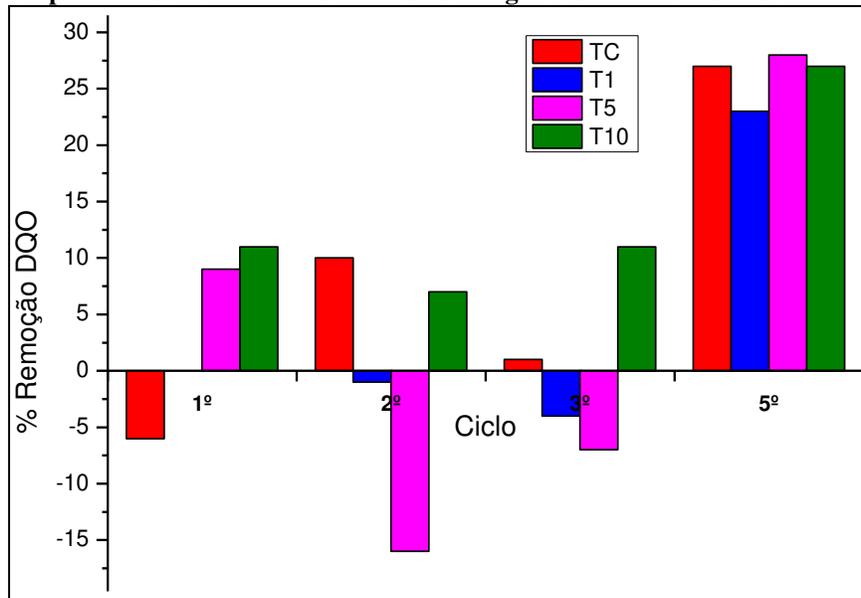
Utilizando-se de reatores UASB com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 72 horas, Deng *et al.* (2008) trataram ARSC em escala de bancada com remoções de 80% para DQO. Entretanto, o afluente por eles utilizado apresentou-se menos concentrado, com DQO inicial média de 6 561 mg/L. Outro fator que pode ter contribuído para essa eficiência pode ser o TDH e a temperatura constante. O primeiro experimento foi conduzido com TDH de 48 horas e temperaturas que variaram 10°C, aproximadamente. Deng *et al.* (2008) utilizaram-se de controle de temperatura, mantida entre 20 e 25°C e menor concentração afluente o que pode ter sido responsável pela melhor eficiência quando comparado ao presente estudo.

**FIGURA 8 – Resultados de Demanda Química de Oxigênio (mg/L) durante o primeiro experimento (TDH = 48horas) de tratamento anaeróbio do efluente de suinocultura**



Legenda: EB - Efluente bruto (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B - biofertilizante.

**FIGURA 9 - Eficiência de remoção de DQO<sub>total</sub> durante o primeiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura**



Legenda: TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente.

Kim e Kwon (2006) conseguiram altas eficiências de remoção de  $DQO_{total}$ , ainda que a ARSC por eles utilizada tenha apresentado concentração entre 38 211 e 84 950 mg/L, maiores que as aplicadas aos SBR-An do presente trabalho. O digestor anaeróbio pelo qual esta água residuária passou promoveu redução de 46% de  $DQO_{total}$ . Essa eficiência foi atingida com o reator operando a  $35\pm 1^{\circ}C$ , mas com TDH de 20 dias.

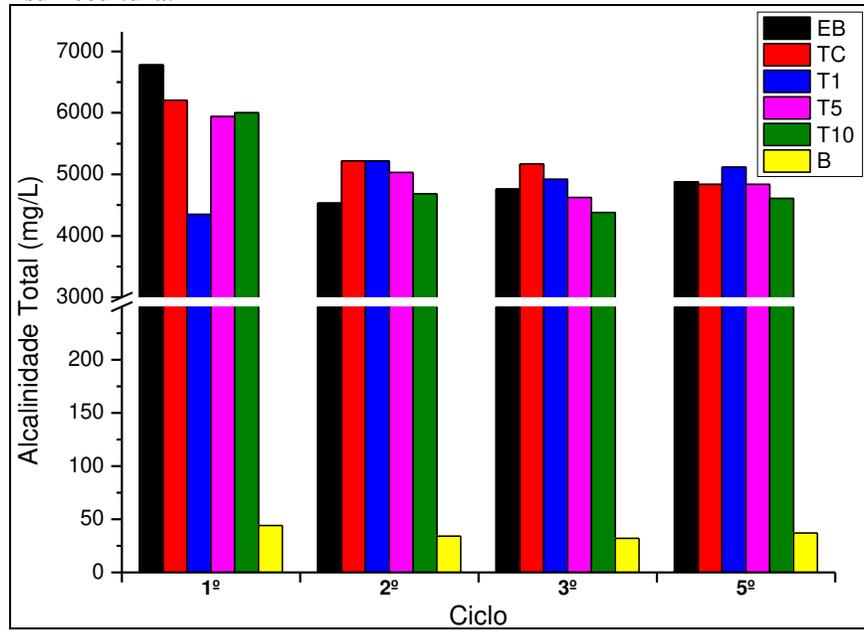
Na Figura 9 aparecem alguns valores negativos de redução de DQO. Tal fato pode ser atribuído à uma ineficiência na separação de sólidos, os quais foram arrastados no momento da coleta das alíquotas encaminhadas para análise laboratorial. Outro motivo para esses valores negativos pode ser devido à solubilização da porção sólida que ficou no lodo do ciclo anterior. Com isso o efluente apresentava maior concentração que o afluente do reator.

As Figuras 10 e 11 apresentam valores relativos à concentração, em mg/L, de Alcalinidade Total (AT) e Alcalinidade Parcial (AP) e Alcalinidade Intermediária (AI), respectivamente. Como pode ser observado, houve manutenção de elevadas concentrações de AT, acima de 4 000 mg/L, em todos os reatores.

A manutenção de elevadas concentrações de alcalinidade é favorável, uma vez que a matéria orgânica é transformada em ácidos voláteis durante a digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007) o que tende a acidificar o meio; e uma redução acentuada de pH pode tornar-se prejudicial aos organismos anaeróbios. No caso de aplicação de um pós-tratamento aerado com intenção de remoção de nitrogênio amoniacal, a manutenção de pH acima de 6,5 é fundamental para as bactérias nitrificantes (METCALF e EDDY, 1991).

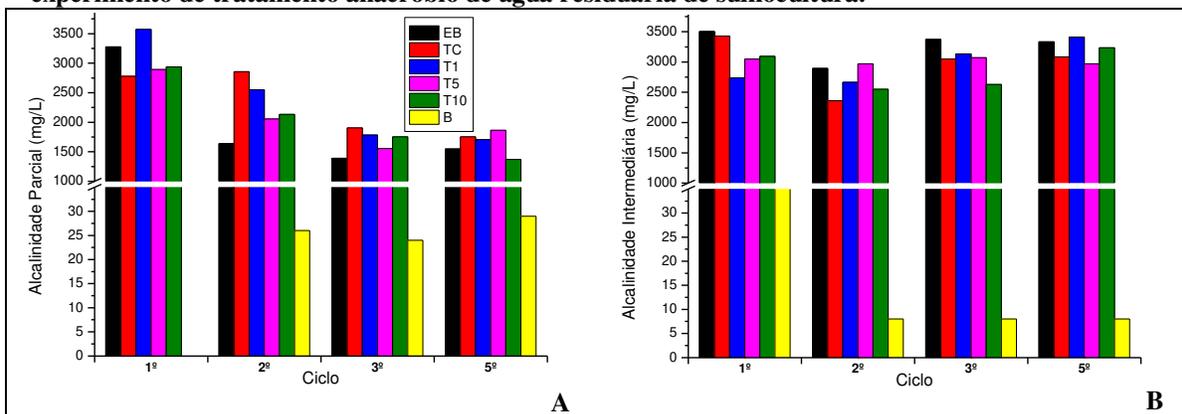
Durante os ciclos de tratamento do primeiro experimento a alcalinidade total foi consumida, sendo reduzida de 6 000 mg/L para valores próximos a 4 500 mg/L. Entretanto, a concentração de AT efluente aos reatores ainda se manteve acima dos valores encontrados na literatura e, portanto, pode proporcionar suficiente capacidade tampão para os reatores, não havendo necessidade de suplementação com alcalinizantes.

**FIGURA 10 – Resultados de Alcalinidade Total (mg/L) no primeiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura.**



Legenda: EB - Efluente bruto (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B - biofertilizante.

**FIGURA 11 – Resultados de Alcalinidade Parcial (A) e Alcalinidade Intermediária (B) no primeiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura.**



Legenda: EB - Efluente bruto (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B - biofertilizante.

Oliveira e Santana (2011) precisaram adicionar alcalinizante à ARSC tratada anaerobiamente para que pudesse ocorrer a nitrificação no reator aerado. Os autores utilizaram entre 2 022 a 2 948 mg de  $\text{CaCO}_3$  para atingir a alcalinidade recomendada por Metcalf e Eddy (1991) de 7,07 g  $\text{CaCO}_3$  por grama de N-amoniaco convertido a nitrato.

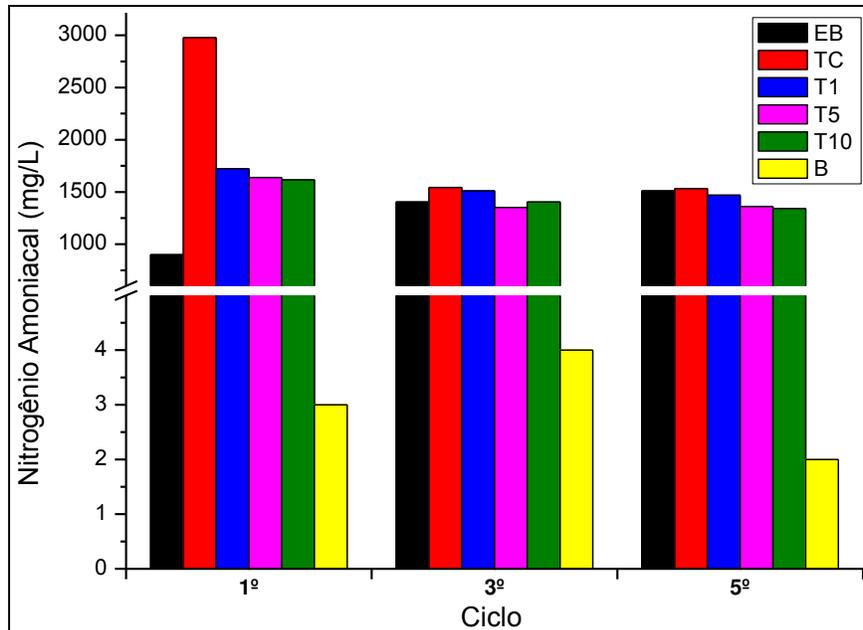
O biofertilizante (B) possui baixa concentração de AT e parece pouco influenciar a alcalinidade presente nos reatores, sendo que na maioria dos ciclos manteve-se mais elevada nos casos de menor ou nenhuma aplicação do inóculo. Este consumo de alcalinidade nos reatores com maior volume de aplicação de B pode estar relacionado à maior atividade microbiana, que resultou também em maiores consumos de matéria orgânica medida como  $\text{DQO}_{\text{total}}$ .

Ao contrário do ocorrido nos reatores anaeróbios UASB utilizados por Oliveira e Santana (2011), no presente trabalho AP diminuiu e AI aumentou no decorrer dos ciclos. O aumento de AI indica que não houve consumo de ácidos graxos de cadeia curta pela microbiota dos SBR-An. Desta forma, atribui-se a ocorrência de hidrólise e acidogênese, e acúmulo de ácidos originários desta última etapa, indicando produção limitada de metano. Entretanto, não se percebe influência da adição do inóculo B na variação das concentrações de AI e AP.

Como esperado para um tratamento anaeróbio convencional (NUNES *et al.*, 2011) não houve redução na concentração de nitrogênio amoniacal nos reatores e nem mesmo acumulação deste ao longo dos ciclos de tratamento (Figura 12). Entretanto, Oliveira e Santana (2011) apresentaram elevação na concentração de nitrogênio amoniacal durante o tratamento anaeróbio, onde a ARSC apresentava de 20 a 30% do total de nitrogênio na forma amoniacal e, após passar por dois reatores UASB em série, apresentou valores de 48 a 66%. Esta elevação não foi observada nos ciclos do primeiro experimento de tratamento anaeróbio do presente estudo, com exceção do reator TC no primeiro ciclo de tratamento.

Para este experimento, a concentração de biofertilizante aplicada parece não ter influenciado de maneira significativa os tratamentos. No entanto, esperava-se que com maior atividade microbiana ocasionada pela maior adição de inóculo ocorresse maior consumo de nitrogênio orgânico, sendo este transformado a nitrogênio amoniacal, que se acumularia no efluente dos reatores.

**FIGURA 12 – Resultados para Nitrogênio amoniacal (mg/L) durante o primeiro experimento de tratamento anaeróbio da água residuária de suinocultura**



Legenda: EB - Efluente bruto (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B - biofertilizante.

### 5.3 Segundo experimento de tratamento da água residuária de suinocultura

Durante o segundo experimento de tratamento anaeróbio da ARSC as temperaturas ambiente mínimas mantiveram-se entre 18 e 25°C, e as máximas entre 32 e 36°C. O pH do efluente de todos os reatores foi mantido conforme seus afluentes e apresentou média de  $7,7 \pm 0,27$ . Os Dados brutos referentes ao experimento 2 estão no Apêndice B.

No 3º ciclo de tratamento o afluente do reator controle (sem aplicação de biofertilizante-TC) proveio de nova coleta na granja de suínos. Por isso os dados são apresentados separadamente tanto para EB deste ciclo como o resultado para o reator TC no eixo *x* das figuras que seguem.

Devido à falta de ARSC por problemas de realização de coleta, nos ciclos 4 e 5 o afluente a todos os reatores foi o mesmo do ciclo 3, portanto não aparecendo EB e B para tais ciclos nos gráficos seguintes. Ou seja, nestes casos, após sedimentação, coletou-se apenas 1L de sobrenadante a ser analisado em laboratório, não realizando-se, por tanto, a etapa de esvaziamento.

A Figura 13 expressa a variação na concentração de  $DQO_{total}$  (mg/L) tanto nos afluentes: ARSC *in natura* (EB) e biofertilizante (B); como no efluente de cada reator (TC, T1, T5, T10) ao longo dos 10 ciclos de tratamento anaeróbio do segundo experimento. A Figura 14 expressa os dados relativos à eficiência de redução de  $DQO_{total}$  em cada reator.

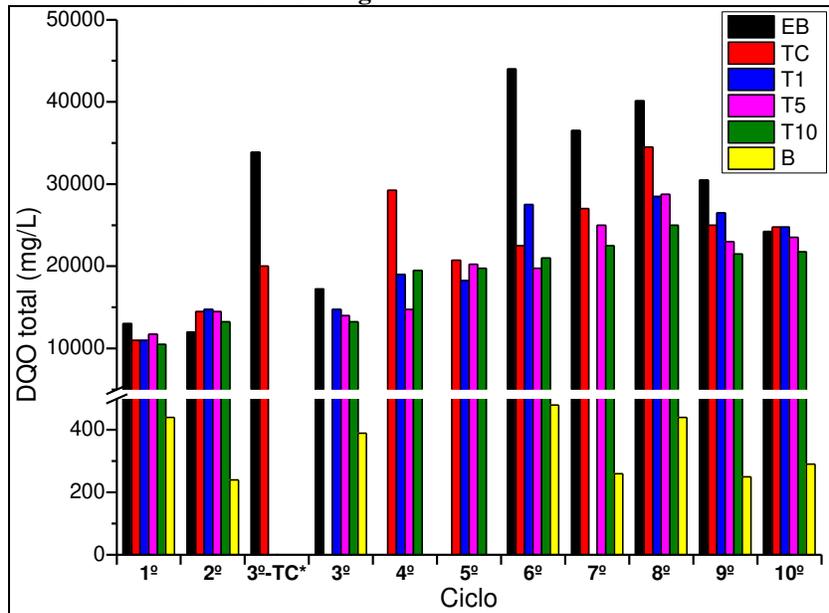
Nota-se que a partir do 6º ciclo de tratamento as eficiências de redução de  $DQO_{total}$  foram mais elevadas, confirmando o ocorrido no primeiro experimento. Entretanto, não se pode dizer que os reatores já estavam em equilíbrio, pois houve grande variação e diminuição destas eficiências até o 10º ciclo.

Esta diminuição pode ser explicada pelo aumento na concentração de  $DQO_{total}$  afluente, em alguns casos, a partir do 6º ciclo. Sendo assim, um período mais longo para partida e monitoramento dos sistemas foi necessário no terceiro experimento para que se pudesse dar prosseguimento à comparação entre as porcentagens de inóculo de biofertilizante aplicadas.

A diminuição da eficiência de remoção de  $DQO_{total}$  pode ainda estar relacionada à manutenção do volume de lodo que, após alguns ciclos, começou a ser digerido anaerobiamente e a retornou à coluna d'água em ciclos posteriores.

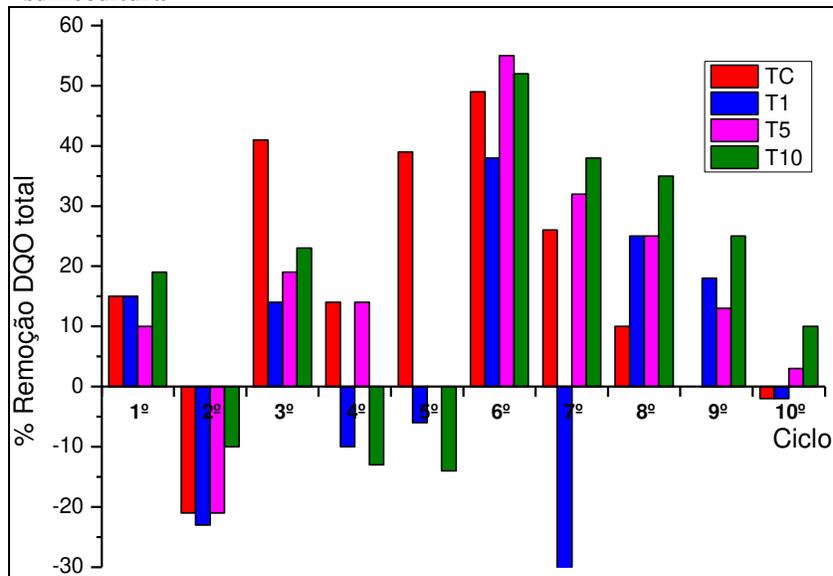
O melhor desempenho com relação à  $DQO_{total}$  ocorreu no 6º ciclo de tratamento, sendo atingidas eficiências de 49, 38, 55 e 52% para os reatores TC, T1, T5 e T10, respectivamente. Embora neste ciclo o reator T5 também tenha apresentado o melhor resultado, a aplicação de 10% de biofertilizante também parece satisfatória visto que sua eficiência foi mais elevada para a maioria dos ciclos.

**FIGURA 13 - Variação de DQO<sub>total</sub> (mg/L) no segundo experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura**



Legenda: EB - Efluente bruto (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B - biofertilizante. \*O efluente bruto (EB) utilizado como afluente ao reator TC pertencia a um lote diferente dos demais reatores.

**FIGURA 14 - Eficiência de Remoção de DQO<sub>total</sub> (%) no segundo experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura**



Legenda: TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante.

Este melhor desempenho pode ser devido à maior concentração de EB no ciclo número 6. Já nos ciclos posteriores, com entrada de menores concentrações de  $DQO_{total}$ , o percentual de eficiência diminuiu.

Comparando com o experimento 1 pode-se notar maior eficiência com relação à remoção de  $DQO_{total}$ . Este resultado pode ser indício de que a aclimatação empregada no segundo experimento teve papel importante na partida dos tratamentos anaeróbios operando nos quatro reatores.

Oliveira e Santana (2011) tratando ARSC em reator UASB conseguiram entre 52 e 79% de remoção de DQO. Os autores utilizaram-se de lodo anaeróbio proveniente de outro UASB para a partida de seu sistema de tratamento. Além disso, depois de estabilizado, o mesmo permaneceu em operação por, no mínimo, 61 dias sob as mesmas condições operacionais. No trabalho destes autores a maior eficiência de remoção de DQO também ocorreu quando da entrada de maior concentração de  $DQO_{total}$  (24,4 g/L).

No segundo experimento do presente trabalho as eficiências médias de remoção de  $DQO_{total}$  encontram-se fora da faixa encontrada na literatura para tratamento anaeróbio de ARSC. Contudo, em números absolutos, esta remoção foi acentuada. Para a maior eficiência (reator T5 no 6º ciclo) houve redução de 24 g/L de  $DQO_{total}$ . No 10º ciclo, pior desempenho em termos de porcentagem de remoção de  $DQO_{total}$  (positiva), atingiu-se remoção de 750 mg/L e 2,5 g/L nos reatores T5 e T10, respectivamente.

Bortone *et al.* (1992) argumentam que as altas concentrações de DQO na ARSC podem indicar que esta é lentamente biodegradável ou não-biodegradável. Andreottola *et al.* (1992 *apud* BORTONE *et al.*, 1992) realizaram testes aeróbios e em anoxia com esta água residuária e mostraram que a maior parte da DQO residual solúvel era devido a compostos recalcitrantes.

No segundo experimento testaram-se tempos de detenção hidráulica de 2, 3, 5 e 7 dias. Assim, considerou-se apropriado apresentar o comportamento com relação à eficiência de redução de  $DQO_{total}$  para cada TDH (Figura 15).

Na Figura 15 nota-se que os ciclos com duração de 72 horas (3 dias) apresentaram valores positivos com relação à porcentagem de redução de  $DQO_{total}$ . Para este TDH os reatores com 5 e 10% de inóculo de biofertilizante (T5 e T10, respectivamente) apresentaram-se mais eficientes. Todavia, os reatores TC e T1 também tiveram eficiência considerável, por vezes, próximas às dos outros dois reatores.

Para o terceiro experimento optou-se pela manutenção dos quatro reatores operando paralelamente e com TDH, ou tempo de ciclo, de 72 horas, uma vez que TDH muito elevados podem ser inviabilizados devido ao grande volume de reatores em escala real. Além disso, no experimento 1, no qual utilizou-se TDH de 48 horas, não foram atingidas reduções de  $DQO_{total}$  maiores que 30%.

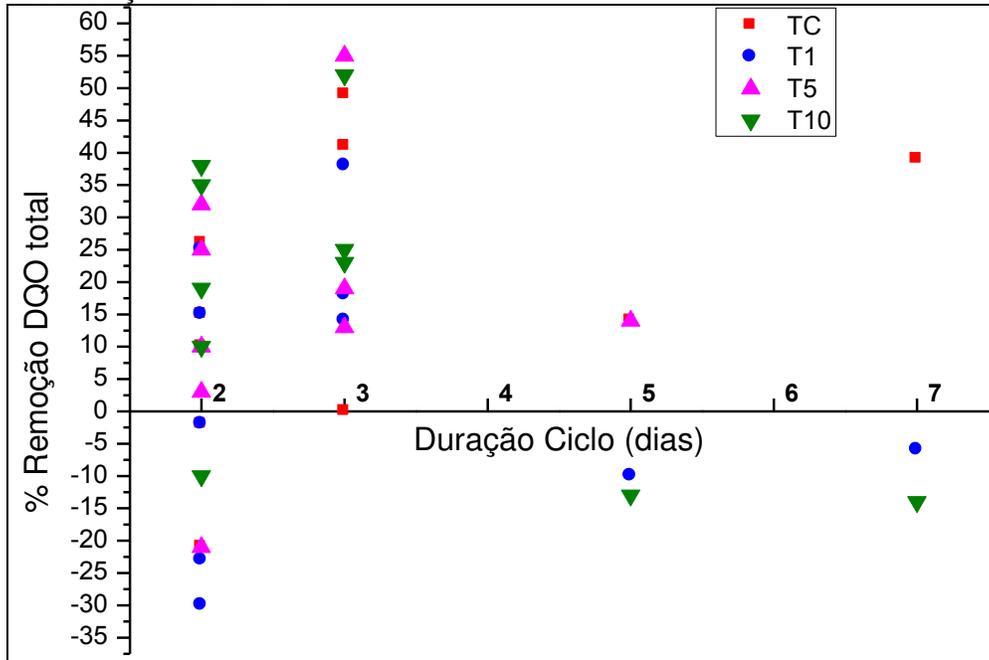
Fernandes e Oliveira (2006) encontraram eficiências superiores em tempos de detenção menores, embora a DQO afluente ao reator fosse menor. Estes autores, utilizando-se de reator compartimentado (ABR) com três câmaras para tratar ARSC com DQO inicial de 11 640 mg/L obtiveram 87% de remoção quando TDH de 56 horas foi aplicado. No mesmo trabalho, com DQO inicial de 3 942 mg/L, obtiveram eficiência mínima de 94% na remoção de  $DQO_{dissolvida}$ .

A Figura 16 apresenta as porcentagens de redução de  $DQO_{solúvel}$  no segundo experimento de tratamento anaeróbio da ARSC. Segundo Chernicharo (2007), a  $DQO_{total}$  de uma água residuária engloba também a  $DQO_{particulada}$  devido às células de micro-organismos, devendo-se, portanto realizar análises em termos de  $DQO_{solúvel}$  e identificando-se a parcela de DQO utilizada para crescimento celular.

Com relação a este parâmetro as maiores eficiências ocorreram no 7º e 8º ciclos no reator com 10% de biofertilizante. Nos ciclos com duração de 3 dias todas as porcentagens de redução de  $DQO_{solúvel}$  também foram positivas, mas os valores mais elevados foram apresentados pelos ciclos com 48 horas de duração.

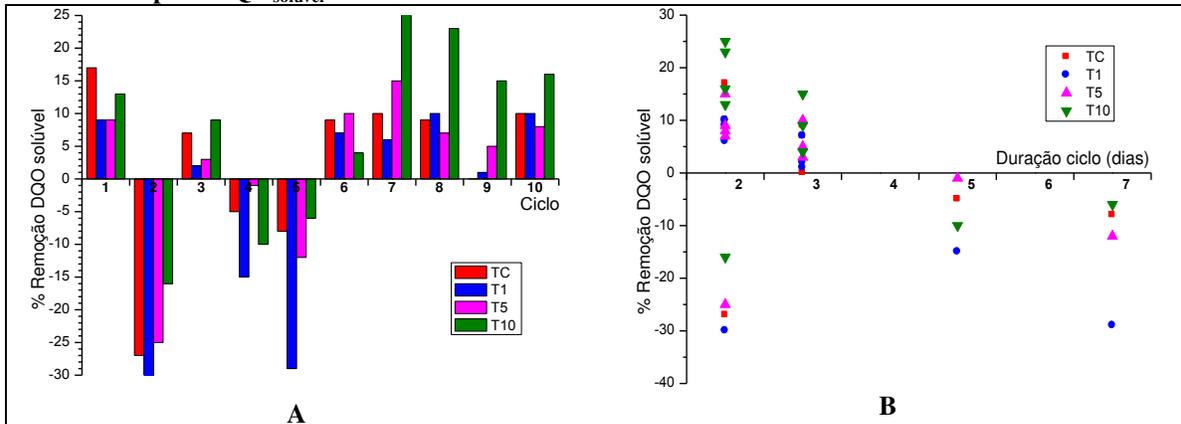
Os ciclos com duração de 5 e 7 dias, embora com poucas repetições realizadas, apresentaram remoção negativa de  $DQO_{solúvel}$ . Estes dados podem indicar o início da solubilização anaeróbia do lodo de ciclos anteriores, além de que elevados TDH favorecem essa solubilização no meio líquido, levando à perda de eficiência do sistema.

**FIGURA 15 - Eficiência de remoção de DQO<sub>total</sub> (%) comparativa entre os tempos de detenção hidráulica**



Legenda: TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente.

**FIGURA 16 - Eficiência de redução (A) e eficiência comparativa (B) entre os tempos de detenção hidráulica para DQO<sub>solúvel</sub>**



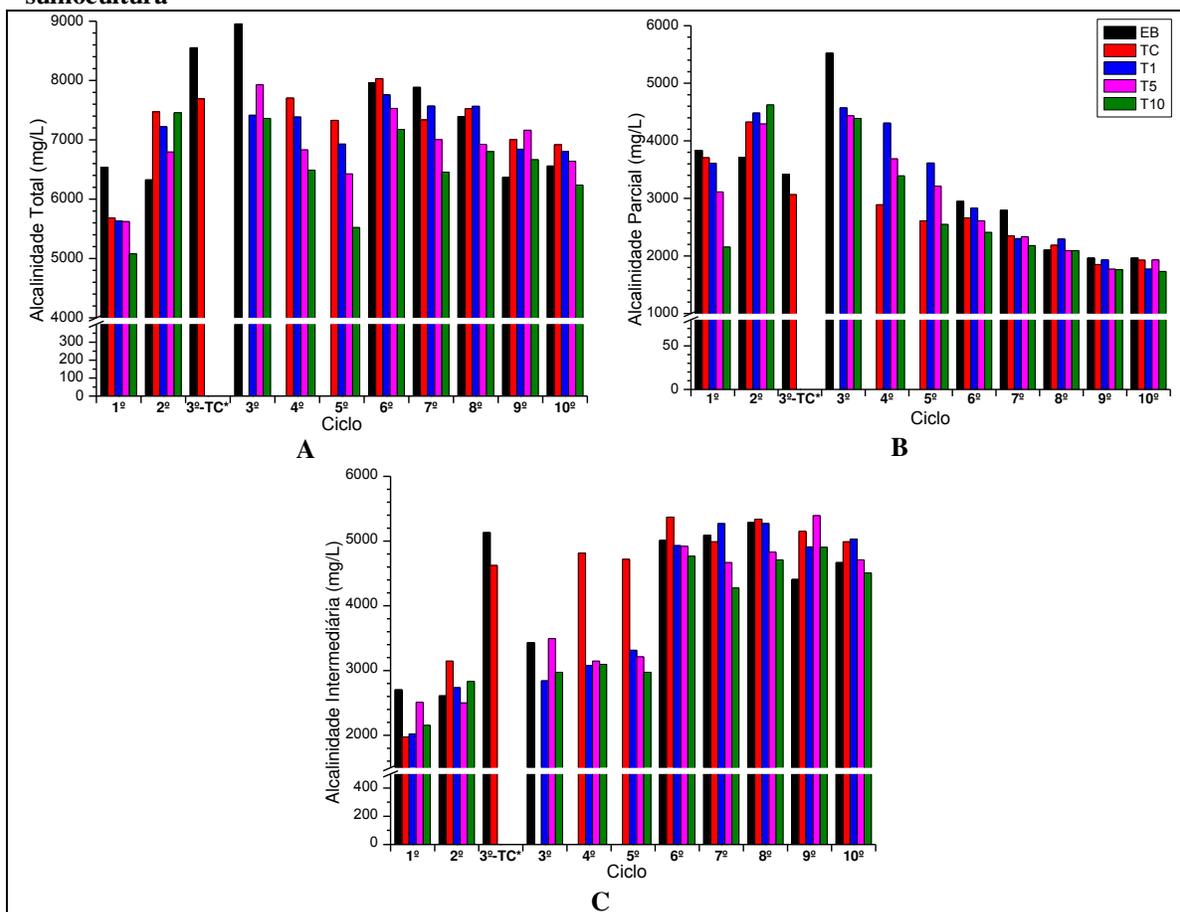
Legenda: TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente.

Comparando-se as Figuras 14 a 16 nota-se diferença em eficiências com relação à  $DQO_{total}$  e  $DQO_{solúvel}$  e também quanto aos tempos de duração dos ciclos. Esta diferença relaciona-se aos primeiros momentos da digestão anaeróbia onde, até 48 horas, houve metabolização da  $DQO_{solúvel}$ , mais bio-disponível. Já com 72 horas pode ter ocorrido solubilização de sólidos retidos na sedimentação, levando à sua maior concentração na saída dos reatores, e, por consequência, menor eficiência de redução de  $DQO_{solúvel}$ .

Os valores negativos de redução de  $DQO_{total}$  podem ser devido à problemas de sedimentabilidade ou coleta de sobrenadante. Entretanto, problemas devido ao carreamento de sólidos durante a coleta seriam 'eliminados' após centrifugação para realização de análise de  $DQO_{solúvel}$ . Comparando-se as Figuras 15 e 16 percebe-se que os mesmos ciclos apresentaram eficiência negativa de redução para ambas  $DQO$ . Além disso, descargas de material sólido no efluente dos reatores anaeróbios podem ser absorvidas e degradadas no tratamento aeróbio seguinte, como proposto e realizado no terceiro experimento.

A Figura 17 apresenta a variação na concentração de Alcalinidade Total (AT), Alcalinidade Parcial (AP) e Alcalinidade Intermediária (AI). Com relação à AT nota-se uma tendência de menor concentração quando maiores as taxas de inóculo foram aplicadas. Tal fato também demonstra que aplicações de 10% de inóculo levaram ao maior consumo de matéria orgânica, uma vez que o metabolismo anaeróbio conhecidamente produz ácidos que consumirão parte da alcalinidade presente (CHERNICHARO, 2007).

**FIGURA 17 – Resultados de Alcalinidade total-AT (A), Alcalinidade Parcial-AP (B) e Alcalinidade Intermediária-AI (C) no segundo experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura**



Legenda: EB - Efluente bruto (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente.

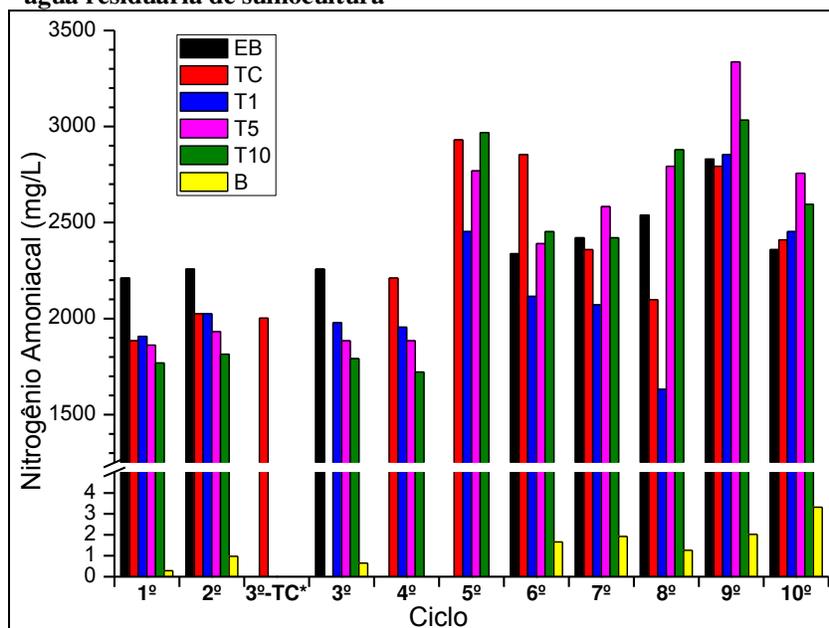
\*O efluente bruto (EB) utilizado como afluente ao reator TC pertencia a um lote diferente dos demais reatores.

A ARSC e os efluentes dos reatores apresentaram, em todos os casos, elevada alcalinidade total, acima de 4 000 mg/L. A manutenção de altas concentrações de alcalinidade é satisfatória, visto que a seguir o efluente passará por tratamento aeróbio para redução das concentrações de nitrogênio amoniacal, o que provocará consumo de alcalinidade. Além disso, a alcalinidade elevada poderá absorver parte dos ácidos intermediários caso se acumulem por algum desequilíbrio ocorrendo no sistema.

Contrariamente ao que ocorreu na maioria dos ciclos deste experimento, Fernandes e Oliveira (2006) relataram aumento de AT entre o afluente e os efluentes de dois reatores anaeróbios operando em série, um reator compartimentado (ABR) e outro de manta de lodo (UASB). Tal fato pôde ser observado apenas nos 2º, 9º e 10º ciclos em todos os reatores. Com relação ao parâmetro ácidos voláteis totais (AV) observaram diminuição significativa ao longo do sistema de tratamento com os dois reatores. Este fato foi atribuído ao aumento da alcalinidade nos reatores com o conseqüente tamponamento do sistema, não permitindo acúmulo de ácidos voláteis nem queda de pH. Cabe ressaltar que os autores não mencionam o uso de qualquer tipo de suplementação de alcalinidade durante o experimento.

A Figura 18 apresenta a concentração de nitrogênio amoniacal (mg/L) na entrada dos reatores (ARSC *in natura* e biofertilizante) e no efluente dos reatores no segundo experimento de tratamento anaeróbio da ARSC. Nota-se pouca variação na concentração afluente aos reatores, porém seus efluentes apresentaram aumento nas concentrações ao longo dos ciclos.

**FIGURA 18 – Resultados para concentração de Nitrogênio-amoniacal (mg/L) durante o segundo experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura**



Legenda: EB - Efluente bruto (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B - biofertilizante.  
\*O efluente bruto (EB) utilizado como afluente ao reator TC pertencia a um lote diferente dos demais reatores.

Os processos anaeróbios tradicionais são conhecidamente ineficientes na remoção de nitrogênio e este tende a se acumular nos sistemas, principalmente na forma de amônio (NUNES *et al.*, 2011) conforme ocorreu nos reatores utilizados. Segundo Pereira-Ramirez *et al.* (2003) as bactérias decompositoras da matéria orgânica proteica e a hidrólise da ureia presentes nos dejetos suínos transformam o nitrogênio orgânico em amoniacal, sendo que pequena proporção do nitrogênio de águas residuais com elevada carga proteica está em suas formas oxidadas.

Callado e Foresti (2001) tratando esgoto sanitário sintético em um sistema combinado anaeróbio-aeróbio operando em batelada sequencial observaram que no reator anaeróbio ocorreu em média 75% de conversão de nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal. Esta conversão resultou em aumento de alcalinidade devido ao processo de amonificação, passando de  $170 \pm 30$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  para  $285 \pm 25$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ .

O aumento de AT e N-amoniacal nos reatores com relação aos seus afluentes, melhor observado nos 9º e 10º ciclos, concordam com Callado e Foresti (2001). Entre os ciclos 4 e 5 houve aumento acentuado na concentração de nitrogênio na forma amoniacal. Entretanto, cabe lembrar que o afluente destes ciclos foi o mesmo do ciclo de número 3.

O consumo de alcalinidade mais acentuado no reator com 10% de biofertilizante pode ser indicativo de que o inóculo tem importante atuação na fase de hidrólise e acidogênese, onde os ácidos graxos são formados. Além disso, a quebra de proteínas (N-orgânico) e maior produção de amônia também indicam maior atividade nos reatores com maior concentração de inóculo.

A partir do 7º ciclo os reatores com 5 e 10% de biofertilizante apresentaram as maiores concentrações de N-NH<sub>3</sub>. Tal observação concorda com o encontrado por Oliveira e Santana (2011) que tiveram aumentada a concentração de nitrogênio na forma de amônia após o dejetos suínos passar pelos reatores UASB.

Da mesma forma como ocorreu com Deng *et al.* (2008) tratando ARSC em reator UASB, houve aumento na concentração de nitrogênio amoniacal no efluente dos reatores em relação a entrada a partir do 6º ciclo de operação. Entretanto, no trabalho apresentado pelos autores esse aumento foi menos acentuado, de apenas 30 mg/L, e nenhuma razão foi atribuída para isto.

Embora o aumento da concentração de amônia com relação à concentração de entrada seja indicativo de que o sistema anaeróbico estava em funcionamento, o excesso de nitrogênio amoniacal pode ser tóxico aos micro-organismos presentes, impedindo que o a digestão anaeróbia completa seja atingida. Desta forma, segundo Chernicharo (2007), concentrações de até 1 000 mg/L são adequadas quando objetiva-se a metanogênese.

A alta concentração de N-amoniacal na saída e acumulada dos reatores deve ser removida antes do seu descarte no ambiente. Reforçando, assim, a necessidade de um pós-tratamento aeróbio.

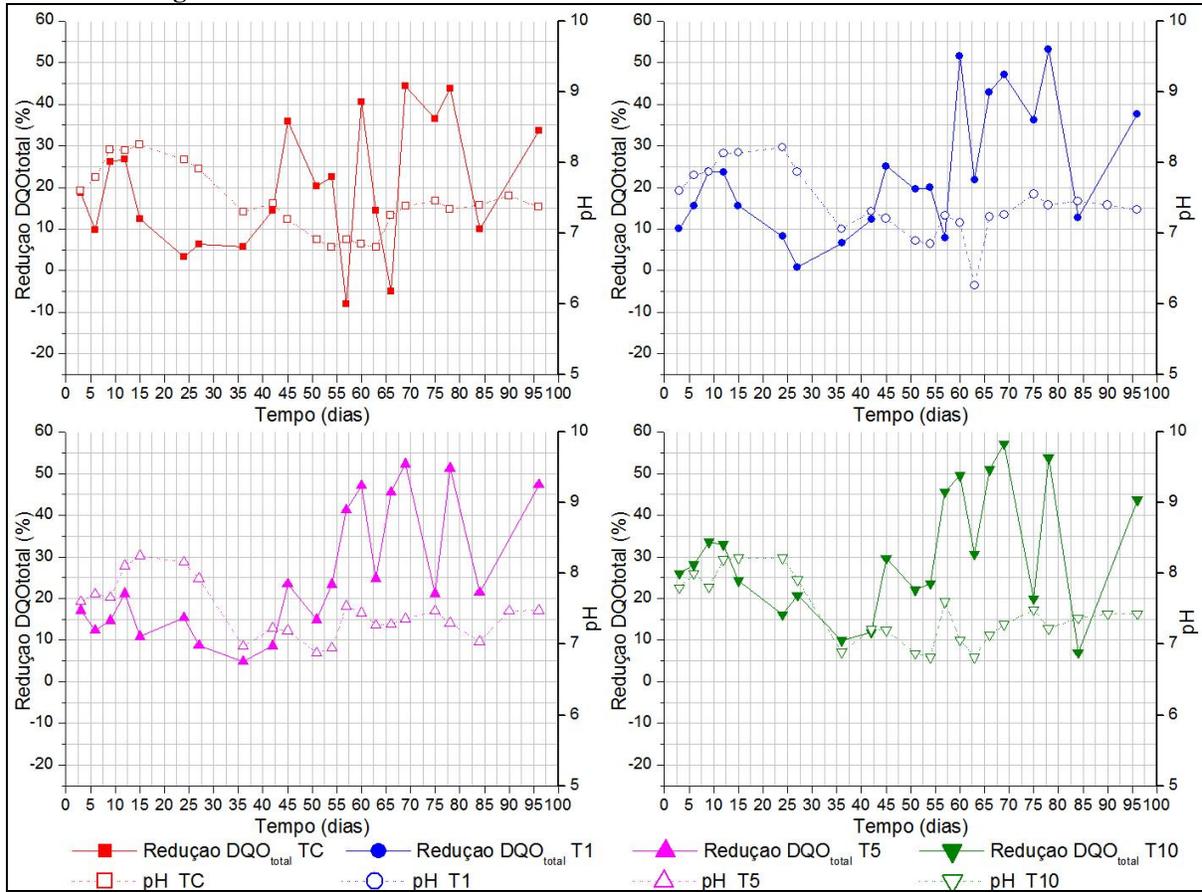
## **5.4 Terceiro experimento de tratamento da ARSC**

### **5.4.1 Tratamento anaeróbico no terceiro experimento**

No terceiro experimento, com duração de 96 dias ou 30 ciclos de tratamento anaeróbico da ARSC, as temperaturas ambiente mínimas mantiveram-se entre 12,3 e 21,6°C e as máximas entre 21,3 e 31,6°C. Os dados brutos de todos os parâmetros analisados encontram-se no Apêndice C.

O pH apresentou média de  $7,5 \pm 0,44$  entre os efluentes de todos os reatores e os menores valores ocorreram quando o pH da ARSC também estava reduzido. O pH mais baixo (6,26) ocorreu no reator com 1% de inóculo (T1) no 63º dia de tratamento, o que parece não ter afetado significativamente seu desempenho (Figura 19), uma vez que, neste dia todos os reatores tiveram queda de desempenho em termos de Redução de  $DQO_{total}$ .

**FIGURA 19 - Relação DQO<sub>total</sub> e pH nos reatores anaeróbios do terceiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura**

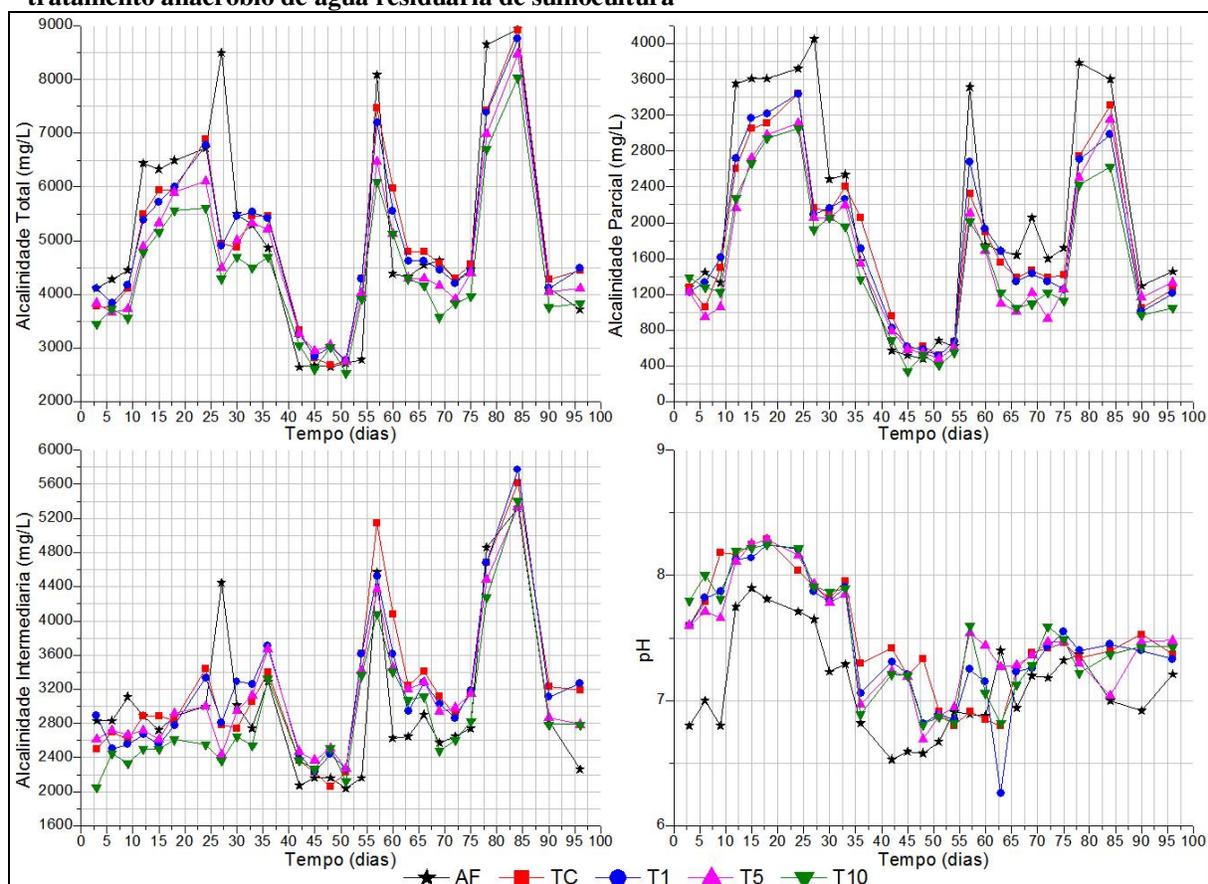


Legenda: TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente.

A Figura 20 expressa a variação de Alcalinidade Total, Parcial e Intermediária (AT, AP e AI, respectivamente) e pH durante o terceiro experimento. Com relação ao pH nota-se a ocorrência de ligeiro acréscimo durante todo o período monitorado, sendo predominante no reator TC e mais evidente até o 45º dia. A partir daí ocorreram casos isolados de acidificação nos 54º, 63º e 78º dias.

A partir do 66º dia, os valores de pH indicam uma tendência de estabilização em valores próximos a 7,5 para todos os reatores. Mesmo com AF estando com valores de pH pouco abaixo de 7 (6,92) no 90º dia, os sistemas mantiveram-se em pH 7,5. Isso demonstra boa capacidade de tamponamento fornecida pela alta alcalinidade da ARSC, o que favorece o emprego de sistemas anaeróbios para seu tratamento.

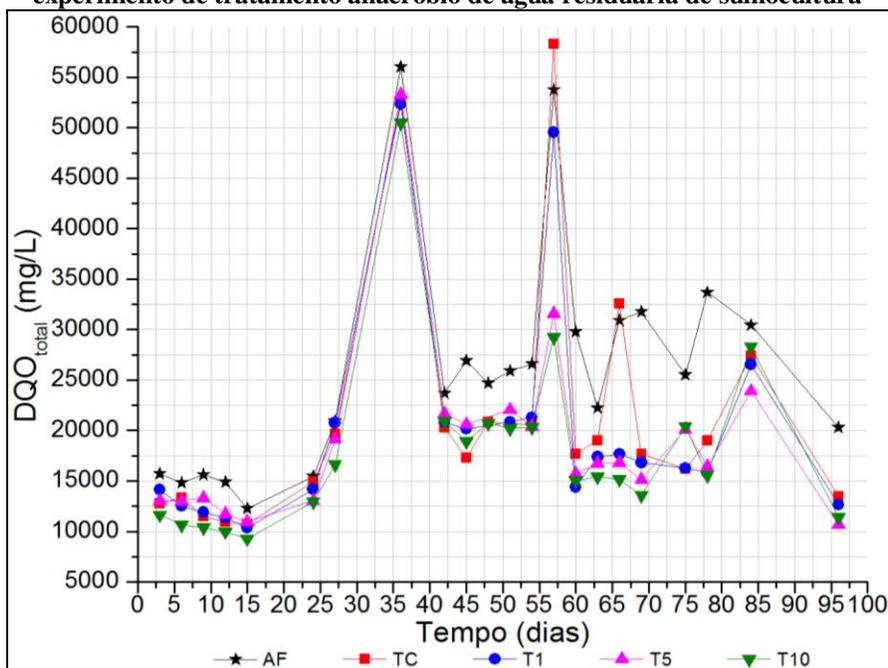
**FIGURA 20 - Alcalinidade Total, Parcial e Intermediária (mg/L) e pH no terceiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura**



Legenda: AF: afluente aos reatores; TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente.

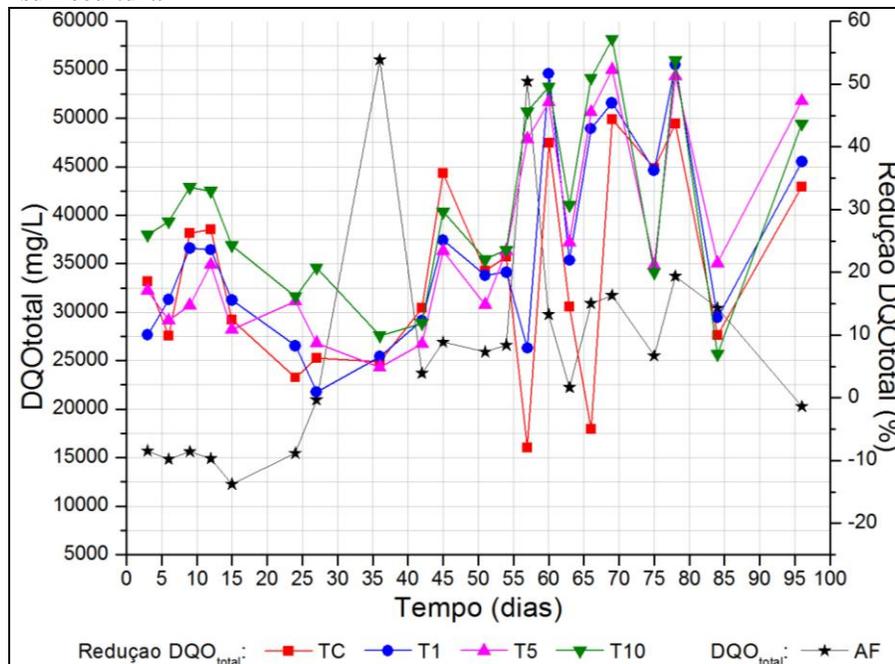
A Figura 21 apresenta a variação na concentração de  $DQO_{total}$  do afluente (AF) e efluente dos reatores anaeróbios (TC, T1, T5 e T10) durante o terceiro experimento. Juntamente com a Figura 19 nota-se comportamento semelhante entre todas as amostras: as maiores concentrações de  $DQO_{total}$  efluente ocorreram quando AF também estava mais concentrado. O mesmo pode ser observado para AT, AP e AI para a maioria dos casos (Figura 20). Entretanto, a entrada de maior concentração de  $DQO_{total}$  não significou necessariamente queda na eficiência dos sistemas (Figura 22), demonstrando alguma capacidade de absorção de choques de carga.

**FIGURA 21 - Variação de  $DQO_{total}$  (mg/L) ao longo do terceiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura**



Legenda: AF: afluente aos reatores; TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente.

**FIGURA 22 - Comparação entre  $DQO_{total}$  afluente e eficiência de cada reator no terceiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura**



Legenda: AF: afluente aos reatores; TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente.

No dia 36 (ou 11º ciclo) ocorreu um pico de entrada de DQO provocando queda no desempenho, principalmente no reator T10 (Figura 22). Nos ciclos seguintes as eficiências voltaram a aumentar, indicando início de estabilização e capacidade de absorver sobrecargas pontuais.

O tratamento com 10% de inóculo (T10) apresentou, na maioria dos ciclos, a melhor eficiência de  $DQO_{total}$ . O melhor resultado ocorreu no 69º dia após o início dos tratamentos anaeróbios (21º ciclo) apresentando eficiência de 57%.

Este resultado concorda com o encontrado por Leite *et al.* (2001). Trabalhando com inóculo de rúmen bovino no processo de bioestabilização anaeróbia de resíduo urbano, estes autores encontraram que a maior aplicação do inóculo resultou na maior eficiência de redução de DQO. Entretanto, o desempenho por eles encontrado foi superior ao do presente trabalho. O reator de Leite *et al.* (2001) com 10% de inóculo teve eficiência de 71% e o reator com 15% de inóculo atingiu eficiência de 86% no final do período de 365 dias de monitoramento. Este mesmo comportamento foi atribuído à presença de maior massa de micro-organismos proporcionada pelo inóculo.

Para os reatores T5 e T10, embora o 69º dia de tratamento tenha apresentado a melhor eficiência de remoção de  $DQO_{total}$ , em termos absolutos (Figura 21) a maior amplitude de remoção ocorreu aos 57 dias de experimento, sendo removidos aproximadamente 24 g/L. Após o 57º dia as eficiências mantiveram-se, em sua maioria, próximas a 50%.

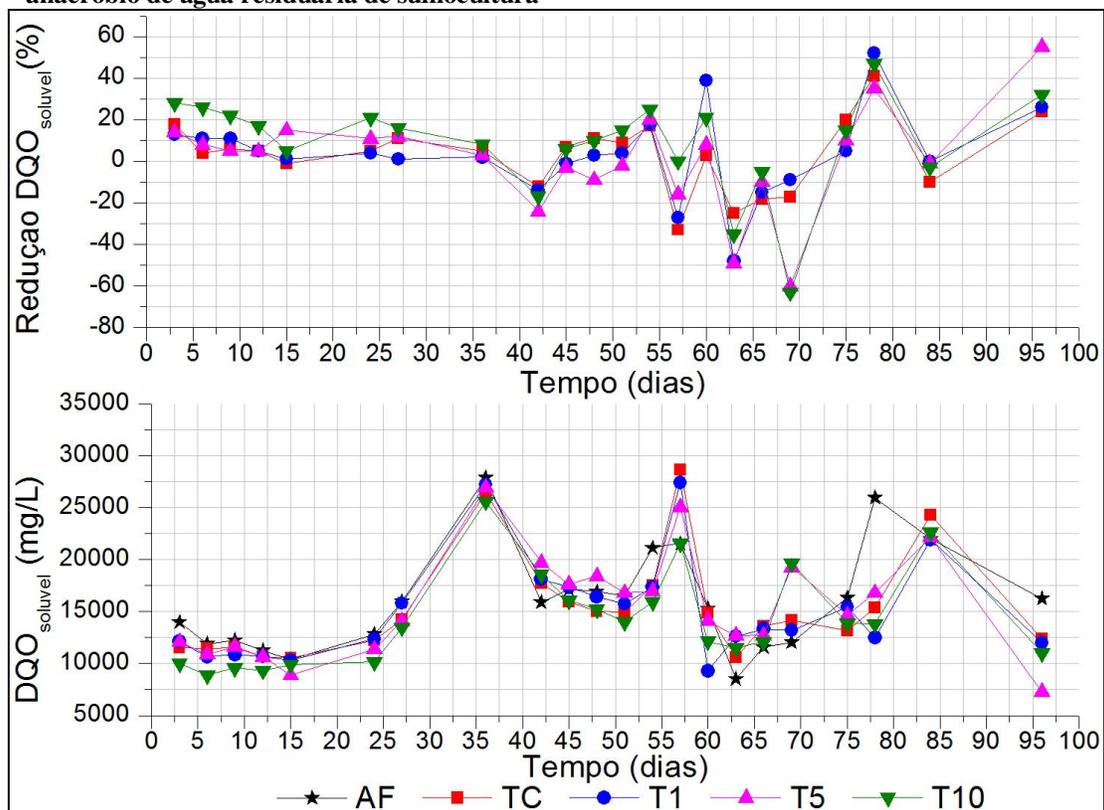
A aplicação de 1% de inóculo teve melhor desempenho aos 60 dias de operação com 52% de redução de  $DQO_{total}$ , e neste ciclo foi o reator com melhor resultado, o qual não se manteve nos próximos ciclos analisados. Para o reator TC o melhor desempenho ocorreu também aos 69º dias de tratamento, apresentando eficiência próxima a 45%.

Da mesma maneira como para os experimentos 1 e 2, em TC também apareceram casos de eficiência negativa de redução de  $DQO_{total}$ , o que significa que saiu maior quantidade de matéria orgânica do que aquela afluente. Este fato não ocorreu para os reatores com taxas de aplicação do inóculo. Isso pode ser indício de que o inóculo aplicado atuou inibindo variações bruscas de comportamento do sistema.

Na Figura 22 nota-se variação de melhor desempenho entre os reatores ao longo dos ciclos. Entretanto, o reator controle (TC) na maioria dos casos foi menos eficiente no consumo de  $DQO_{total}$ , podendo indicar que o inóculo participa da metabolização anaeróbia da ARSC.

A Figura 23 expressa as concentrações de  $DQO_{solúvel}$  em AF, TC, T1, T5 e T10. Para este parâmetro ocorreram casos de eficiência negativa a partir do 42º dia de tratamento, e foram mais acentuadas para os reatores com 5 e 10%.

**FIGURA 23 - Variação de  $DQO_{solúvel}$  durante o terceiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura**



Legenda: AF: aflente aos reatores; TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente.

No 63º dia a concentração de  $DQO_{\text{solúvel}}$  de saída foi maior que a de entrada levando ao aparecimento de eficiência negativa, podendo ser reflexo do pico de  $DQO_{\text{total}}$  do 57º dia. Neste dia a diferença entre  $DQO_{\text{total}}$  e  $DQO_{\text{solúvel}}$  foi de aproximadamente 32 000 mg/L, provavelmente devido ao material sedimentável que ficou retido no lodo dos reatores anaeróbios. Na ARSC utilizada por Viancelli *et al.* (2013) 39% da DQO foi devido a material particulado retido nos tanques de sedimentação utilizados como tratamento prévio do reator UASB seguido de reator aerado.

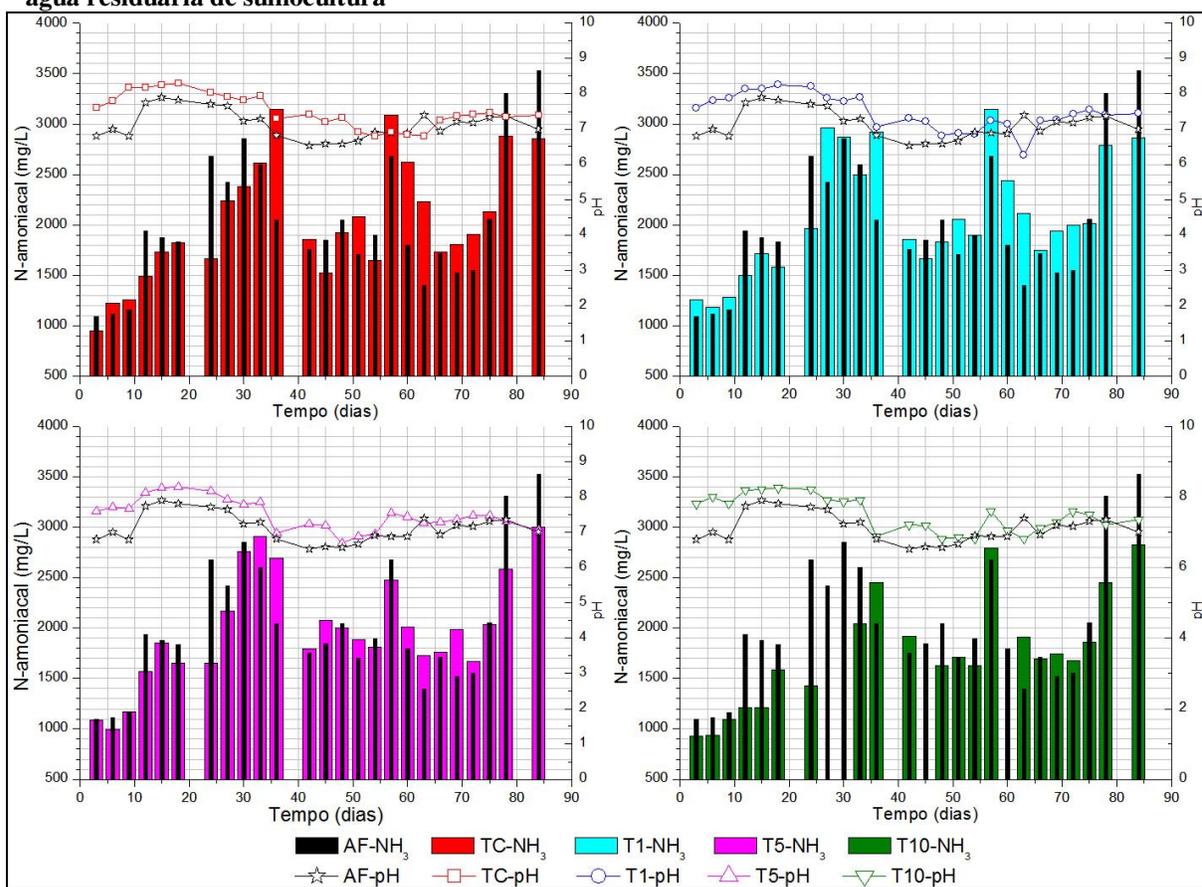
O material particulado retido no dia 57 provavelmente foi metabolizado e solubilizado nos ciclos seguintes, levando ao aparecimento das eficiências negativas para  $DQO_{\text{solúvel}}$ . Esta queda de eficiência foi recuperada após 6 ciclos de tratamento, e no 75º dia estiveram entre 5 e 20%.

Na digestão anaeróbia a conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos é conseguida através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas (CHERNICHARO, 2007). Desta forma, a ocorrência de mais casos de eficiência negativa para os reatores T5 e T10 pode ser indicativo que as bactérias do rúmen bovino fermentado por CLC® utilizado como inóculo atuam principalmente nas fases iniciais do ciclo anaeróbio.

Concordando com os dados sobre  $DQO_{\text{total}}$  discutidos anteriormente, a Figura 20 também demonstra maior atividade microbiana no reator T10. Na maioria dos casos este foi o reator que consumiu maior quantidade de alcalinidade total, ou seja, produziu maior quantidade de ácidos durante a hidrólise e acidogênese. Isto pode ser outro indicativo de que o inóculo consegue atuar nas etapas iniciais do processo anaeróbio pois é nelas que os ácidos são produzidos (CHERNICHARO, 2007).

Com relação ao N-amoniaco (Figura 24) não nota-se padrão de comportamento. Cada sistema apresentou ora aumento, ora queda de concentração. Com 36 dias de tratamento todos os reatores apresentaram maior concentração de saída que de entrada. Essa ‘produção’ de N-amoniaco também ocorreu nos ciclos entre os dias 57 e 72.

**FIGURA 24 - Variação de N-amoniaco e pH no terceiro experimento de tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura**



Legenda: AF: afluente aos reatores; TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente; NH<sub>3</sub>: Nitrogênio amoniaco.

Tratando ARSC em digestores anaeróbios em fluxo pistonado, com temperatura média de 25°C, Lansing *et al.* (2010) registraram aumento de 87,8% de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> entre o afluente e o efluente. Entretanto entre os tratamentos propostos, com 0; 2,5; 5 e 10% de aplicação de óleo doméstico usado para co-digestão com ARSC, o tratamento sem inóculo apresentou maior concentração que os que receberam 5 e 10%.

Embora nos tratamentos anaeróbios seja produzida amônia a partir do nitrogênio orgânico presente, a mesma pode ter sido eliminada por volatilização, uma vez que os reatores eram destampados, o que resultou, em alguns casos, na redução de sua concentração.

O metabolismo anaeróbio conhecidamente não consome amônia por ele produzida e seu excesso, entre 1 500 e 3 000 mg/L em pH maior que 7,4 a 7,6, pode ser inibidor do sistema (CHERNICHARO, 2007). Entre os 3º e 33º dias do terceiro experimento todos os reatores tinham pH acima de 7,5 e concentração de entrada de N-amoniaco acima de 1 500 mg/L. Isto também pode ter contribuído para a queda de desempenho com relação à redução de DQO<sub>total</sub> entre os dias 12 e 42.

#### 5.4.2 Tratamento aeróbio após tratamento anaeróbio no terceiro experimento

O tratamento aeróbio em batelada sequencial ocorreu após o tratamento anaeróbio. Devido à formação de espuma e perda de volume ao aerar o efluente dos primeiros ciclos de tratamento anaeróbio, a fase aeróbia iniciou-se posteriormente. As bateladas aeróbias ocorreram entre os ciclos 23 e 30, ou seja, entre os 75º e 96º dias do terceiro experimento. O pequeno período foi devido a adversidades ocorridas como problemas para realização de coleta, aquisição de aeradores entre outros. Ainda assim, esta etapa pode fornecer informações sobre a empregabilidade do sistema completo: anaeróbio seguido de aeróbio proposto; contribuindo para trabalhos posteriores.

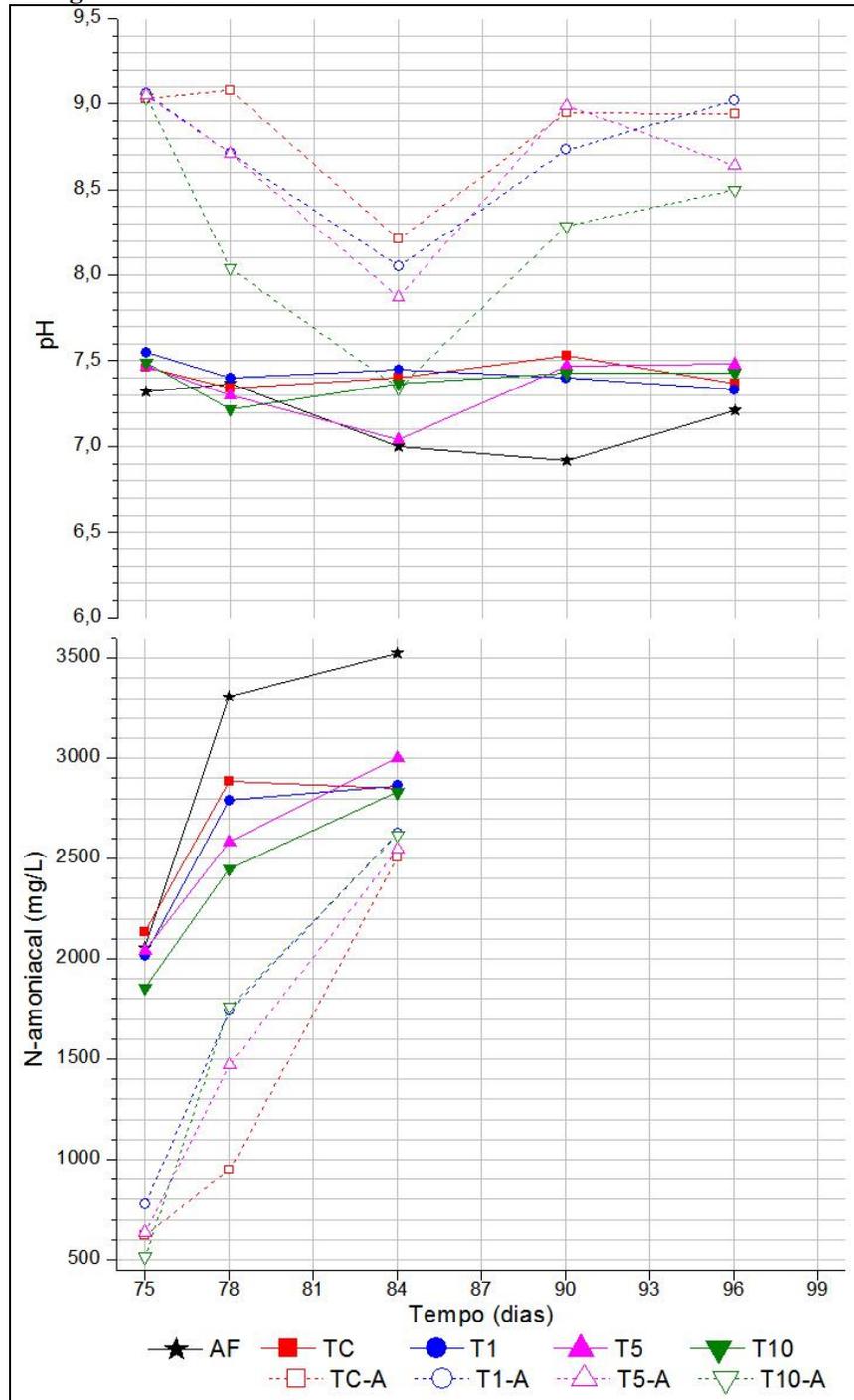
Os dados completos, de todos os parâmetros analisados nas bateladas aeróbias estão dispostos no Apêndice D. Durante o tratamento aeróbio a temperatura ambiente mínima esteve entre 18,4 e 19,5°C e máxima entre 30,4 e 34,7°C. O pH dos efluentes aeróbios apresentou pequeno aumento em relação aos anaeróbios com média de  $8,6 \pm 0,40$ . Aumento menos expressivo ocorreu para o reator T10-A seguido de T5-A e T1-A (Figura 25).

A Figura 25 contém os dados referentes a N-amoniaco e pH durante o período de tratamento aeróbio analisado. Com relação à AF e aos efluentes anaeróbios nota-se que os reatores aeróbios promoveram remoção de N-amoniaco. Essa remoção provavelmente deve-se à aeração e conseqüente volatilização da amônia, não havendo indícios de ocorrência de nitrificação-denitrificação.

Ao realizar-se as análises laboratoriais para detecção de nitrito e nitrato nas amostras (AF, anaeróbias e aeróbias) os mesmos não foram encontrados devendo estar abaixo do limite de detecção dos métodos empregados, não sendo, portanto mensurados. Ainda assim, essa diferença de concentração entre AF e os efluentes dos reatores aeróbios, pode ser atribuída a alguma atividade microbiana oxidativa e não somente à volatilização.

O caso mais expressivo desta remoção ocorreu aos 75 dias de tratamento, sendo que o reator T10-A apresentou concentração de N-amoniaco de 515 mg/L e a ARSC afluente estava com concentração de 2 056 mg/L (Apêndice D – dados brutos). O mesmo fato pode ser observado para os demais reatores, mas o com maior porcentagem de inóculo apresentou a maior remoção. A diminuição nas concentrações de N-amoniaco também ocorreu nos ciclos posteriores analisados. Embora tenha sido menos expressiva, ocorreram remoções próximas a 1 000 mg/L.

**FIGURA 25 - pH e N-amoniaco no ensaio aeróbio do terceiro experimento com água residuária de suinocultura.**



Legenda: AF: afluente aos reatores anaeróbios; TC: efluente do reator anaeróbio controle; T1, T5 e T10: efluente do reator anaeróbio com 1, 5 e 10% de inóculo respectivamente; TC-A, T1-A, T5-A, T10-A: efluente reator aeróbio controle, com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente.

Para chegar-se à remoção satisfatória de nitrogênio através de nitrificação e desnitrificação de efluente digerido anaerobiamente usualmente necessita-se de suplementação de matéria orgânica para o processo de desnitrificação. Muitas propostas de emprego de *by-pass* de parte do efluente não tratado para o reator aeróbio têm sido realizadas (DENG *et al.*, 2008; RAJAGOPAL *et al.*, 2011; NUNES *et al.*, 2011). No caso do presente trabalho, provavelmente tal *by-pass* ou suplementação não seria necessária, uma vez que ainda há grande concentração de DQO no sobrenadante efluente de todos os reatores. Rajagopal *et al.* (2011) recomendam que para que a denitrificação ocorra a relação C/N deva estar entre 4 e 7.

A alcalinidade dos efluentes anaeróbios, ou seja, alcalinidade inicial em cada reator aeróbio estava dentro do recomendado. A quantidade de alcalinidade requerida para a nitrificação depende da concentração inicial e da quantidade de N-amoniacal a ser oxidada. A alcalinidade requerida é de 7,07 g CaCO<sub>3</sub> / g N-amoniacal convertido a nitrato (OLIVEIRA e SANTANA, 2011).

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) ficaram entre 0,5 e 1,5 mg/L. Embora as concentrações estejam abaixo do recomendado por Von Sperling (1997) para tratamento aeróbio, utilizou-se o mesmo material de aeração que o trabalho de Moretti *et al.* (2011). Nele os autores mantiveram concentrações acima de 2 mg/L em 4 reatores de 2 L cada tratando efluente de abatedouro de bovino. Utilizando-se, aqui, do mesmo aerador para 4 reatores de 6 L cada pode-se inferir que ar era fornecido, entretanto havia grande consumo devido a alta carga orgânica ainda remanescente dos sistemas anaeróbios. Como não atingiram-se elevadas concentrações de oxigênio, pode ser recomendado o emprego do processo *Anammox* o qual depende de baixos OD para ocorrer.

Sob condições limitadas de oxigenação uma co-cultura de bactérias aeróbias e anaeróbias oxidantes de amônia pode ser estabelecida. Neste caso, o controle da concentração de OD no meio líquido estabelece a nitrificação parcial e também evita a inibição irreversível causada por concentrações de OD de até 0,5% de saturação de ar para as bactérias *Anammox* (FIGUEROA *et al.*, 2012; VÁZQUEZ-PADÍN *et al.*, 2009; ZHANG, *et al.*, 2012b).

A obtenção de condições microaróbiais pode ser atingida em diferentes sistemas, como o em batelada sequencial, e em reator utilizando fluxo intermitente de ar. O uso de SBR pode ser vantajoso se comparado a um fluxo contínuo devido à redução dos custos de aeração, simplicidade e robustez a regulação da concentração de OD e aumento da agregação da biomassa (FIGUEROA *et al.*, 2012; VÁZQUEZ-PADÍN *et al.*, 2009).

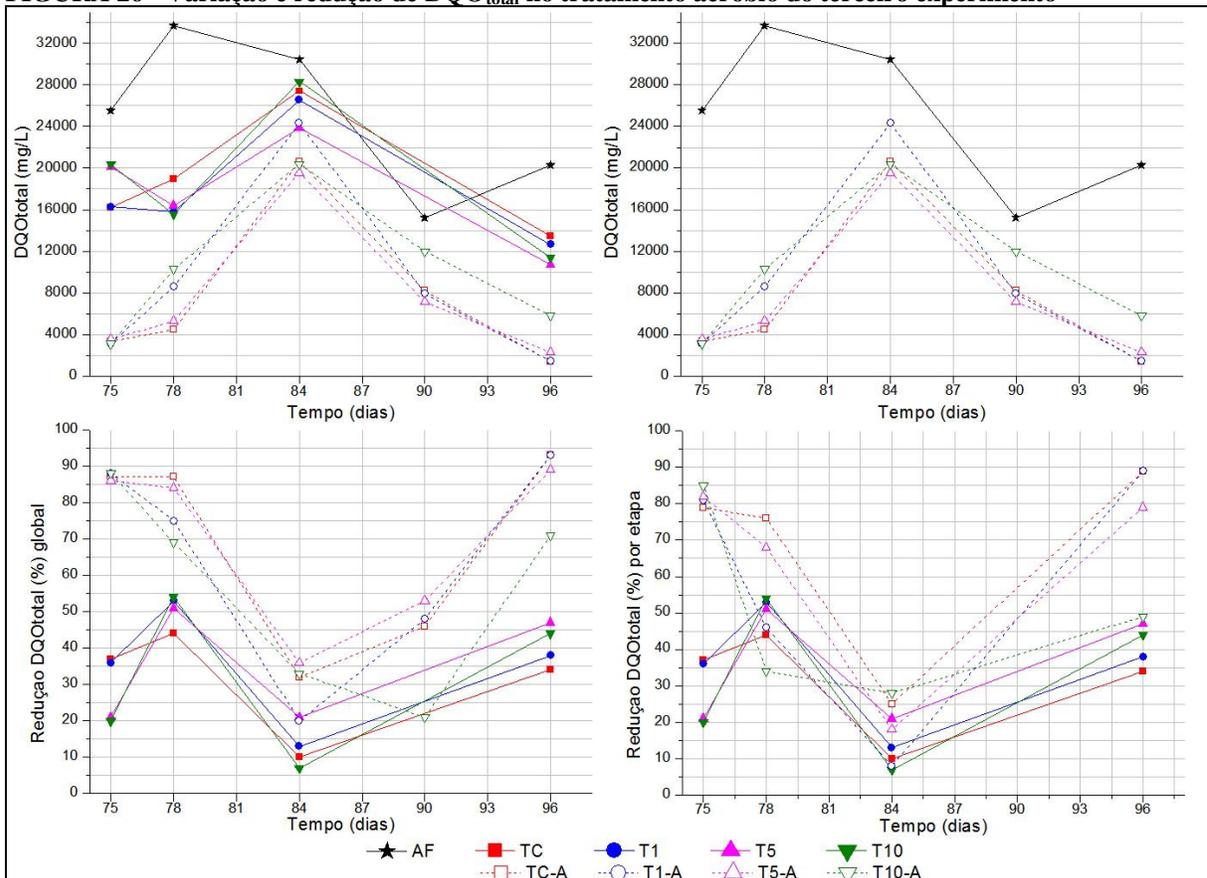
Essa vantagem pode ser observada no trabalho utilizando SBR de Vázquez-Padín *et al.* (2009). Operando entre 18 e 24°C e com regulação da concentração de OD no meio líquido entre 0,2 e 4,0 mg/L o CANON por eles utilizado atingiu taxa de remoção de nitrogênio de 250mg N/L<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>. Esta eficiência foi alcançada após 35 dias da adição do inóculo oriundo de um reator *Anammox* para tratar o sobrenadante de um digestor anaeróbio.

A Figura 26 expressa a variação na concentração de DQO<sub>total</sub> nos reatores aeróbios. O sistema anaeróbio e aeróbio juntos atingiram eficiências globais de 93% nos reatores controle e com 1% de inóculo; e de 79 e 49% nos reatores com 5 e 10% de inóculo, respectivamente.

Os sistemas combinados controle e com 1% de inóculo tiveram melhor desempenho que o sistema empregado por Viancelli *et al.* (2013). O sistema biológico UASB seguido de reator aerado por eles utilizado obteve remoção de 56% de DQO mesmo com a entrada de afluente já menos carregado, uma vez que o pré-tratamento em tanque de sedimentação já havia removido 39% da DQO da ARSC utilizada.

A etapa aeróbia, sozinha, foi responsável pelo consumo de DQO<sub>total</sub> de 49%, 79% nos reatores T10 e T5, respectivamente; e de 90% em T1 e TC; no último ciclo analisado.

**FIGURA 26 - Variação e redução de DQO<sub>total</sub> no tratamento aeróbio do terceiro experimento**



Legenda: AF: afluente aos reatores anaeróbios; TC: efluente do reator anaeróbio controle; T1, T5 e T10: efluente do reator anaeróbio com 1, 5 e 10% de inóculo respectivamente; TC-A, T1-A, T5-A, T10-A: efluente reator aeróbio controle, com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente.

Também no sistema empregado por Oliveira e Santana (2011) a etapa aeróbia promoveu elevada redução de DQO. Os autores utilizaram-se um sistema combinado de dois UASB seguido de SBR com etapa aeróbia para tratar ARSC. O sistema apresentou redução global de  $DQO_{total}$  entre 92 e 97%, próximas à ocorrida nos reatores TC e T1 no ultimo ciclo analisado no presente estudo. Apenas o reator em batelada sequencial com etapa anaeróbia e aeróbia reduziu, no caso de Oliveira e Santana (2011), entre 73 e 88% de  $DQO_{total}$ . Entretanto, o TDH utilizado por estes autores foi menor, sendo que a etapa aeróbia teve duração de 8,5 e 4,5 horas, menor que a aplicada no presente trabalho. Ainda assim nota-se que uma etapa aeróbia após a digestão anaeróbia é essencial para refinar a remoção de DQO.

Ainda que o número de dados seja pequeno, percebe-se que as maiores taxas de inóculo (T10-A e T5-A) desta vez não foram responsáveis pelas maiores eficiência nos sistemas aeróbios.

Esses dados divergem do encontrado por Moretti *et al.* (2011). O trabalho destes autores apresentou remoções de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de 73, 79, 77 e 84% para aplicações de 0, 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente. Embora o parâmetro analisado seja diferente e a água residuária de abatedouro de bovinos por eles estudada tivesse menor carga orgânica (2 800 mg/L de DBO), a maior aplicação de inóculo levou à maior eficiência, assim como ocorreu nos experimentos anaeróbios.

Visto que a etapa aeróbia foi responsável pelo maior consumo de carga orgânica e no trabalho de Moretti *et al.* (2011) a aplicação do inóculo resultou em melhor eficiência, alternativa a ser testada seria a introdução do inóculo a partir da etapa aeróbia. Desta forma, a ARSC passaria por tratamento anaeróbio sem aplicação de inóculo uma vez que para TC (anaeróbio) atingiu-se eficiência próximas a 40% e em seguida seria encaminhada ao reator aeróbio onde adicionar-se-ia o inóculo.

## 5.5 Avaliação estatística e comparação entre experimentos

As Tabelas 6, 7 e 8 expressam a média de valores para cada amostra dos parâmetros analisados no primeiro, segundo e terceiro experimentos, respectivamente. Ressalta-se que foram analisados estatisticamente apenas os experimentos anaeróbios devido ao número de dados disponíveis, o mesmo ocorrendo para eficiência dos tratamentos no primeiro e segundo experimentos. Devido ao mesmo motivo, no segundo experimento foram analisadas apenas as amostras provenientes de ciclos com 48 horas de duração.

Nas referidas tabelas para um mesmo parâmetro, ou seja, na mesma linha, as letras semelhantes indicam que não houve diferença estatística com significância de 5% entre as médias de cada amostra; enquanto que letras diferentes indicam diferença entre as médias de cada amostra segundo teste comparativo de médias de Scott e Knott (1974).

Segundo Gomes (1987), o coeficiente de variação experimental (CVe) traz a ideia da precisão do experimento e quanto menor CVe mais homogêneos estão os dados analisados. Para experimentos agrícolas de campo, cujas variáveis como temperatura e umidade não são controladas, o autor considera muito altos CVe acima de 30%. Desta forma aqui considera-se que para um determinado parâmetro CVe de até 30% é resultado da variação intrínseca aos tratamentos propostos, às variações características da ARSC aplicada, às condições ambientais e operacionais dos experimentos. Assim, para CVe baixos considera-se que as variações das médias gerais não sofreram influencia significativa de erros experimentais controláveis.

Nas figuras apresentadas no item 5.4.1 para o terceiro experimento nota-se que os dados estão bastante dispersos e que cada amostra apresenta-se ora mais concentrada, ora com a menor concentração, não aparecendo tendências explícitas. Na Tabela 8, com exceção do parâmetro Redução  $DQO_{total}$ , percebe-se CVe abaixo de 20%. Com isso pode-se dizer que a dispersão de dados nas referidas figuras ocorreram devido ao tratamento proposto e às variações na ARSC afluente, e que os erros experimentais tiveram menor influencia nos resultados encontrados.

**TABELA 6 - Característica média das amostras durante o primeiro experimento**

Parâmetro (mg/L)	Amostra					Resultado ANOVA <sup>1</sup>	CVe (%)
	AF	TC	T1	T5	T10		
DQO <sub>total</sub>	27 538 <sup>a</sup>	25 206 <sup>a</sup>	26 069 <sup>a</sup>	25 206 <sup>a</sup>	23 444 <sup>a</sup>	F=1,54	9,47
Alcalinidade total	5 238 <sup>a</sup>	5 358 <sup>a</sup>	4 901 <sup>a</sup>	5 108 <sup>a</sup>	4 926 <sup>a</sup>	F=0,52	10,65
Alcalinidade Parcial	1 962 <sup>a</sup>	2 323 <sup>a</sup>	2 403 <sup>a</sup>	2 093 <sup>a</sup>	2 047 <sup>a</sup>	F=1,61	13,70
Alcalinidade Intermediária	3 276 <sup>a</sup>	2 980 <sup>a</sup>	2 987 <sup>a</sup>	3 015 <sup>a</sup>	2 878 <sup>a</sup>	F=1,51	7,98
N-amoniacal	1 271 <sup>a</sup>	2 017 <sup>a</sup>	1 567 <sup>a</sup>	1 450 <sup>a</sup>	1 463 <sup>a</sup>	F=2,75	21,77
pH	7,23 <sup>b</sup>	7,73 <sup>a</sup>	7,70 <sup>a</sup>	7,73 <sup>a</sup>	7,65 <sup>a</sup>	F=11,11	1,69

Legenda: CVe= coeficiente de variação experimental;<sup>1</sup> n=4 amostras; AF: afluente aos reatores; TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente;

**TABELA 7 - Característica média das amostras durante o segundo experimento**

Parâmetro (mg/L)	Amostra					Resultado ANOVA <sup>1</sup>	CVe (%)
	AF	TC	T1	T5	T10		
DQO <sub>total</sub>	25 175 <sup>a</sup>	22 350 <sup>a</sup>	25 300 <sup>a</sup>	20 700 <sup>a</sup>	18 600 <sup>a</sup>	F=1,61	22,70
DQO <sub>solúvel</sub>	20 900 <sup>a</sup>	19 550 <sup>a</sup>	19 959 <sup>a</sup>	19 600 <sup>a</sup>	17 400 <sup>a</sup>	F=3,56	7,80
Alcalinidade total	6 940 <sup>a</sup>	6 986 <sup>a</sup>	6 958 <sup>a</sup>	6 596 <sup>a</sup>	6 406 <sup>a</sup>	F=2,05	6,03
Alcalinidade Parcial	2 883 <sup>a</sup>	2 899 <sup>a</sup>	2 892 <sup>a</sup>	2 753 <sup>a</sup>	2 710 <sup>a</sup>	F=0,51	9,88
Alcalinidade Intermediária	4 072 <sup>a</sup>	4 087 <sup>a</sup>	4 066 <sup>a</sup>	3 843 <sup>a</sup>	3 696 <sup>a</sup>	F=2,06	6,92
N-amoniacal	2 358 <sup>a</sup>	2 155 <sup>a</sup>	2 018 <sup>a</sup>	2 385 <sup>a</sup>	2 296 <sup>a</sup>	F=1,76	11,55
pH	7,46 <sup>a</sup>	7,62 <sup>a</sup>	7,52 <sup>a</sup>	7,60 <sup>a</sup>	7,66 <sup>a</sup>	F=2,69	1,45

Legenda: CVe= coeficiente de variação experimental;<sup>1</sup> n=5 amostras; AF: afluente aos reatores; TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente;

**TABELA 8 - Característica média das amostras durante o terceiro experimento - apenas tratamentos anaeróbios**

Parâmetro (mg/L)	Amostra					Resultado ANOVA <sup>1</sup>	CVe (%)
	AF	TC	T1	T5	T10		
DQO <sub>total</sub>	24 856 <sup>a</sup>	21 214 <sup>b</sup>	18 915 <sup>c</sup>	18 956 <sup>c</sup>	17 535 <sup>c</sup>	F=14,90	19,00
DQO <sub>solúvel</sub>	15 947 <sup>a</sup>	15 101 <sup>a</sup>	15 238 <sup>a</sup>	15 249 <sup>a</sup>	14 512 <sup>a</sup>	F=1,53	14,11
Alcalinidade total	5 056 <sup>a</sup>	4 964 <sup>a</sup>	4 939 <sup>a</sup>	4 659 <sup>b</sup>	4 389 <sup>c</sup>	F=9,54	9,60
Alcalinidade Parcial	2 080 <sup>a</sup>	1 776 <sup>b</sup>	1 768 <sup>b</sup>	1 575 <sup>c</sup>	1 525 <sup>c</sup>	F=20,42	14,43
Alcalinidade Intermediária	2 976 <sup>b</sup>	3 188 <sup>a</sup>	3 170 <sup>a</sup>	3 085 <sup>a</sup>	2 865 <sup>b</sup>	F=5,87	9,57
N-amoniacal	1 984 <sup>a</sup>	2 032 <sup>a</sup>	2 086 <sup>a</sup>	1 976 <sup>a</sup>	1 750 <sup>a</sup>	F=7,28	12,58
pH	7,11 <sup>b</sup>	7,51 <sup>a</sup>	7,46 <sup>a</sup>	7,50 <sup>a</sup>	7,49 <sup>a</sup>	F=17,00	2,96
Redução DQO <sub>total</sub> (%)		21,1 <sup>b</sup>	22,7 <sup>b</sup>	24,3 <sup>b</sup>	28,8 <sup>a</sup>	F=8,40	24,73

Legenda: CVe= coeficiente de variação experimental;<sup>1</sup> n=27 amostras; AF: afluente aos reatores; TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente;

A partir das Tabelas 6, 7 e 8 nota-se que as características da água residuária de suinocultura (AF) variaram entre cada experimento realizado. Essas características da ARSC provavelmente são influenciadas pela história do efluente, e também pela degradação ocorrida antes da amostragem e da aplicação aos reatores anaeróbios. Além disso, as condições de operação assim como climáticas entre cada experimento também foram relativamente diferentes, o que dificulta uma comparação conclusiva.

Para o primeiro e terceiro experimentos o pH apresentou divergência de médias entre o afluente (AF) e os efluentes dos reatores anaeróbios independentemente da porção de inóculo aplicada. Para o segundo experimento essa diferença não foi observada. Entretanto, embora as médias sejam consideradas diferentes pelo método de Scott e Knott (1974), na prática essa diferença não é representativa uma vez que tratamentos biológicos são favorecidos com pH próximos a 7, o que ocorreu em todos os casos.

Com relação a N-amoniaco também não houve diferença significativa (para 5% de significância) entre as amostras de cada experimento, embora se espere que tratamentos anaeróbios o produzam. Como discutido anteriormente, devido à temperatura ambiente durante a realização dos experimentos, pode ter ocorrido volatilização da amônia, o que não resultou em seu acúmulo nos reatores, mesmo no terceiro experimento, com 72 horas de duração de cada batelada.

Para  $DQO_{total}$  não houve diferença significativa entre as médias das amostras, no primeiro e segundo experimentos, ambos com 48 horas de duração de ciclos. Contudo a menor média foi apresentada pelo reator com maior porcentagem de aplicação de inóculo (T10) e a diferença entre as médias de AF e T10 resulta em redução de aproximadamente 4 000 mg/L e 6 000 mg/L de  $DQO_{total}$  para os experimentos 1 e 2, respectivamente. Entretanto na prática estes montantes são significativos quando se considera o volume diário de águas residuárias usualmente produzidos em granjas suínicas.

Já no terceiro experimento os valores médios para  $DQO_{total}$  foram menores para os reatores que receberam aplicação de inóculo, sendo que o reator com 10% de inóculo também apresentou a menor média. Quando se comparam as médias nas eficiências de remoção de  $DQO_{total}$  o mesmo fato pode ser observado. Neste caso o reator T10 apresentou, em média, cerca de 30% de eficiência, enquanto que os demais reatores apresentaram eficiência entre 20 e 25% aproximadamente. Essas médias ocorridas no terceiro experimento indicam que, como observado anteriormente, para a metodologia de tratamento empregada e ARSC utilizada 72 horas é o tempo de duração de ciclo mais adequado.

Entretanto, mesmo com tempo de ciclos diferentes, em todos os experimentos o reator T10 apresentou as menores médias de concentração de  $DQO_{total}$ . Isto pode ser indício de que o inóculo teve papel importante no consumo de matéria orgânica.

## 6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

De acordo com os resultados obtidos nos três experimentos de tratamento anaeróbio em batelada de água residuária de suinocultura inoculada com rúmen bovino fermentado pode-se concluir que:

- A ampla variação nas características da água de suinocultura dificulta a realização de tratamentos em escala laboratorial devido à falta de padronização dos dados iniciais;
- A variabilidade de composição intrínseca do inóculo de biofertilizante utilizado não influenciou nos tratamentos realizados;
- O modelo de tratamento proposto, composto de reatores anaeróbios seguidos de aeróbios, mostrou-se efetivo na remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, com eficiência global de remoção de DQO de até 95%;
- Os reatores anaeróbios mostraram-se eficientes na remoção de DQO com tempo de detenção hidráulica de 72 horas e, de acordo com a análise estatística realizada, é o TDH recomendado.
- O uso do inóculo de biofertilizante contribuiu para remoção da matéria orgânica nos reatores anaeróbios e a aplicação de 10% apresentou os melhores desempenhos quando do tratamento anaeróbio.
- No sistema completo, anaeróbio-aeróbio, o inóculo não mostrou diferenças significativas quando comparado ao controle (93% de remoção de DQO);
- No sistema completo, dentre as taxas de aplicação testadas o melhor desempenho com relação à DQO (95%) ocorreu no reator com aplicação de 1% de inóculo;
- A aplicação do inóculo parece influenciar tanto na etapa hidrolítica do tratamento anaeróbio quanto na manutenção de equilíbrio no sistema com maior taxa de aplicação.

Com a experiência adquirida durante a realização do presente trabalho e com os resultados encontrados recomenda-se, em trabalhos futuros:

- automatizar o enchimento e esvaziamento, melhor controlando estas as fases, pois podem interferir no processo de tratamento e também agiliza e padroniza a coleta de material a ser analisado;
- padronizar as concentrações de entrada, pois os dados obtidos são muito dispersos e, através das figuras percebe-se que esta dispersão pode ser ocasionada pela variação nas características da ARSC. Essa variabilidade de respostas dificulta o entendimento mais assertivo da ação do inóculo no tratamento anaeróbio de efluente como o da suinocultura. Embora a realidade do setor seja de efluente variado, para fins acadêmicos a padronização auxiliaria a entender o comportamento quando se adiciona o inóculo proposto, uma vez que há indícios de que sua adição auxilia no tratamento;
- avaliar o inóculo quanto à produção de metano no tratamento anaeróbio uma vez que no rúmen bovino conhecidamente encontram-se organismos produtores de metano e a água residuária da suinocultura tem sido avaliada com grande potencial de obtenção de bioenergia.
- Avaliação do inóculo em processos de remoção de amônia via anaerobiose, como os Anammox, uma vez que no presente trabalho não se atingiram altas concentrações de OD.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABCS – Associação Brasileira de Criadores de Suínos. **Manual Brasileiro de Boas Práticas Agropecuárias na Produção de Suínos**. Brasília, DF: Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. 140p. Disponível em: <[http://issuu.com/revistaabcs/docs/manual\\_brasileiro\\_de\\_boas\\_praticas](http://issuu.com/revistaabcs/docs/manual_brasileiro_de_boas_praticas)>. Acesso em: 06 de jan. 2012.

ALVES, S.B.; MEDEIROS, M.B.; TAMAI, M.A.; LOPES, R.B. Trofobiose e micro-organismos na proteção de plantas. **Revista Ciência e Desenvolvimento**, n.21, p.16-21, 2001.

APCS – Associação Paulista de Criadores de Suínos. **PNDS inicia em São Paulo a partir de 2012**. Publicado em: 06 de dez de 2011. Disponível em <<http://www.abcs.org.br/informativo-abcs/912-pnds-inicia-em-sao-paulo-a-partir-de-2012>>. Acesso em: 05 de jan. de 2012.

APHA. **Standard Methods for the examination of Water and Wastewater**. 21st ed. AWWA: Washington. 2005.

ARTAN, N.; WILDERER, P.; ORHON, D.; MORGENROTH, E.; ÖZGÜR, N. The mechanism and design of the sequencing batch reactor systems for nutrient removal – the state of the art. **Water Science Technology**, v. 43, n.3, p.53-60, 2001.

BARBOSA, A.S.; MEDEIROS, M.B. Potencial de ação elictora dos biofertilizantes líquidos na indução de resistência sistêmica vegetal. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.2, n.2, p.1453-1457, 2007.

BÉLINE, F.; MARTINEZ, J. Nitrogen transformations during biological aerobic treatment of pig slurry: effect of intermittent aeration on nitrous oxide emissions. **Bioresource Technology**, v. 83, p. 225-228, 2002

BORTONE, G. Integrated anaerobic/aerobic biological treatment for intensive swine production. **Bioresource Technology**, v.100, p.5424-5430, 2009.

BORTONE, G.; GEMELLI, S.; RAMBALDI, A.; TILCHE, A. Nitrification, denitrification and biological phosphate removal in sequencing batch reactors treating piggery wastewater. **Water Science and Technology**, v.26, n.5-6, p.977-985, 1992.

CALLADO, N.H.; FORESTI, E. Removal of organic carbon, nitrogen and phosphorus in sequential batch reactors integrating the aerobic/anaerobic process. **Water Pollution Control Federation**, v. 44, n.4, p.263-270, 2001.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R. do; BOTELHO, C.; Costa, C. C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.30, p.140–147, 2006.

CEPAGRI – Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura. **Clima dos municípios Paulistas**. Disponível em <[www.cpa.unicamp.br](http://www.cpa.unicamp.br)>. Acesso em 10-jan-2013.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 379 p.

COSTA, F. S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**, v.36, p.693-700, 2006.

COSTA, J.R. **Técnicas experimentais aplicadas às ciências agrárias**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2003. 102p.

CRUZ, C.D. **Programa Genes: Biometria**. Editora UFV. Viçosa (MG), 2006, 382p.

D'ANDREA, P.A. **Processo de compostagem líquida contínua-CLC e Biofertilizante**. BRn.PI0207342-0 A2. 28 dez.2010.

DEBIK, E.; MANAV, N. Sequence optimization in a sequencing batch reactor for biological nutrient removal from domestic wastewater. **Bioprocess Biosystems Engineering**, v.33, p.533-540, 2010.

DENG, L.; ZHENG, P.; CHEN, Z.; MAHMOOD, Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. **Bioresource Technology**, v.99, p.3136-3145, 2008.

DENG, L.W.; ZHENG, P.; CHEN, Z.A. Anaerobic digestion and post-treatment of swine wastewater using IC-SBR process with bypass of raw wastewater. **Process Biochemistry**, v.41, p.965–969, 2006.

FERNANDES, G.F.R.; OLIVEIRA, R.A. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.26, p.243-256, 2006.

FIGUEROA, M.; Vázquez-Padín, J.R.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J.L.; MÉNDEZ, R. Is the CANON reactor an alternative for nitrogen removal from pre-treated swine slurry?. **Biochemical Engineering Journal**, v.65, p.23-29, 2012.

GOMES, F.P. **Curso de estatística experimental**. 12. ed. São Paulo, SP: Nobel, 1987., 467p.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; NIETO-DIEZ, P.P.; LEON-COFRECES, C.; GARCÍA-ENCINA, P.A. Solids and nutrients removals from the liquid fraction of swine slurry through screening and flocculation treatment and influence of these processes on anaerobic biodegradability. **Bioresource Technology**, v.99, p.6233-6239, 2008

HAMMER, M.J.; HAMMER Jr., M.J. **Water and wastewater technology**. 5th.ed. New Jersey: Prentice Hall International. 2004. 540 p.

HIGARASHI, M.M.; KUNZ, A.; OLIVEIRA, P.A.V.; KURASHIMA, C. A utilização de sistemas de aeração intermitente para redução de amônia dos efluentes da suinocultura. **Acta Ambiental Catarinense**, v.6, n.1, p.35-44, 2009.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agorpecuário: 2006. Brasil, grandes Regiões e Unidades da Federação – segunda apuração**. Rio de Janeiro, 2012.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores IBGE – Estatística da Produção Pecuária**. Dezembro de 2012a.

JENKINS, S.; MORGAN, J.; Sawyer, C. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. **Water Pollution Control Federation**, v.55, n.5, p.448–453, 1983.

KIM, B.U.; KWON, J.H. Treatment of high-concentration swine wastewater by anaerobic digestion and an aquatic plant system. **Environmental Engineering Research**, v.11, n.3, 2006.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; BORTOLI, M. Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.11, p.1220-1225, 2010.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; RAMME, M.A.; COLDEBELLA, A. Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. **Bioresource Technology**, v.100, p.1815-1818, 2009

LANSING, S.; MARTIN, J.F.; BOTERO, R.B.; SILVA, T.N.; SILVA, E.D. Wastewater transformations and fertilizer value when co-digesting differing ratios of swine manure and used cooking grease in low-cost digesters. **Biomass and Bioenergy**, v.34, p.1711-1720, 2010.

LEE, S.-I.; PARK, J.-H.; KO, K.-B.; KOOPMAN, B. Effect of fermented swine wastes on biological nutrient removal in sequencing batch reactor. **Water Research**, v.31, n.7, p.1807-1812, 1997.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; PRASAD, S. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.1, p.119-123, 2001.

LIAO, P.H.; CHEN, A.; LO, K.V. Removal of nitrogen from swine manure wastewaters by ammonia stripping. **Bioresource Technology**, v.54, p.17-20, 1995.

MEDEIROS, M.B.; LOPES, J.S. Biofertilizantes líquidos e sustentabilidade agrícola. **Bahia Agrícola**, v.7, n.3, p.24-26, 2006.

MEDEIROS, M.B.; WANDERLEY, P.A.; WANDERLEY, M.J.A. **Biofertilizantes líquidos. Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, n.31, p. 38-44, 2003.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3rd ed. New York, NY: McGraw-Hill, 1991. 1334p.

MORAES, L.M.; PAULA-JÚNIOR, D.R.P. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.24, p.445-454, 2004.

MORETTI, E.R.; MORALES, D.A.; DRAGONI SOBRINHO, G.D.; SPADOTIM, R.F.; REGANHAN-CONEGLIAN, C.M. Otimização da biodegradação de efluente de abatedouro de bovinos mediante adição de biofertilizante. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26., 2011, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2011.

NDEGWA, P.M.; HRISTOV, A.N.; AROGO, J.; SHEFFIELD, R.E. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. **Biosystems Engineering**, v.100, p.453-469, 2008.

NUNES, M.A.G.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; PANIZ, J.N.G. Aplicação de efluente tratado de suinocultura para diluição de dejetos suínos e remoção de nitrogênio por desnitrificação. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.2, p.388-398, 2011.

OLIVEIRA, R.A.de; e SANTANA, M.de. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS). **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.1, p.178-192, 2011.

PEREIRA, E. R. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reúso no ambiente agrícola**. 2006. 130p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R.M.; QUADRO, M.S.; KOETZ, P.R. Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira Agrociência**, Pelotas, v.9, n.3, p.279-286, 2003.

QIAO, S.; YAMAMOTO, T. MISAKA, M.; ISAKA, K.; SUMINO, T.; BHATTI, Z.; FURUKAWA, K. High-rate nitrogen removal from livestock manure digester liquor by combined partial nitrification-anammox process. **Biodegradation**, v.21,p.11-20, 2010.

RAJAGOPAL, R.; ROUSSEAU, P.; BERNET, N.; BÉLINE, F. Combined anaerobic and activated sludge anoxic/oxic treatment for piggery wastewater. **Bioresource Technology**, v. 102, p.2185-2192, 2011.

RAMME, M.A.; KUNZ, A. A utilização de peneiras na separação de fases sólido-líquido em dejetos suínos. *Ágora*: **Revista de Divulgação Científica**, v.16, n.2, p.28-36, 2009.

REEVES, T.G. Nitrogen removal: a literature review. **Water Pollution Control Federation**, v.44, n.10, p.1895-1908, 1972.

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

SÁNCHEZ, E.; MILÁN, Z.; BORJA, R.; WEILAND, P.; RODRIGUEZ, X. Piggery waste treatment by anaerobic digestion and nutrient removal by ionic exchange. **Resources Conservation and Recycling**, v.15, p.235-244, 1995.

SCHIERHOLT-NETO, G. F. **Desenvolvimento de uma flora de microrganismos oxidadores anaeróbios de amônia utilizando inóculos provenientes de dejetos de suíno.** 2007. 101p. Dissertação (Mestrado Desenvolvimento de Processos Químicos e Biotecnológicos) – Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC.

SCHOTT, A.J.; KNOTT, M. A cluster analysis method for grouping means in the analysis of variance. **Biometrics**, v.30, n.3, p.507-512, 1974.

SHRESTHA, K.; SHRESTHA, P.; WALSH, K.B. HARROWER, K.M.; MIDMORE, D.J. Microbial enhancement of compost extracts based on cattle rumen content compost - Characterisation of a system. **Bioresource Technology**, v.102, p.8027-8034, 2011.

TESSEROLI-NETO, E.A. **Biofertilizantes: caracterização química, qualidade sanitária e eficiência em diferentes concentrações na cultura da alfaca.** 2006. 61p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR.

TORÁ, J.A.; BAEZA, J.A.; CARRERA, J.; OLESZKIEWICZ, J.A. Denitritation of high-strength nitrite wastewater in a sequencing batch reactor using different organic carbon sources. **Chemical Engineering Journal**, v.172, p.994-998, 2011.

VÁZQUEZ-PADÍN, J.R.; POZO, M.J.; JARPA, M.; FIGUEROA, M.; FRANCO, A.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J.L.; MÉNDEZ, R. Treatment of anaerobic sludge digester effluents by the CANON process in an air pulsing SBR. **Journal of Hazardous Materials**, v.166, p.336-341, 2009.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; KICH, J.D.; SOUZA, C.W.; COLDEBELLA, A.; ESTEVES, P.A.; BARARDI, C.R.M. Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. **Chemosphere**, v.90, p. 1539-1544, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias** -. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452p.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte: UFMG, 1997. 416 p.

WAKI, M.; YASUDA, T.; SUZUKI, K.; SAKAI, T.; SUZUKI, N.; SUZUKI, R.; MATSUDA, K.; YOKOYAMA, H.; OGINO, A.; TANAKA, Y.; UEDA, S.; TAKEUCHI, M.; YAMAGISHI, T.; SUWA, Y. Rate determination and distribution of anammox activity in activated sludge treating swine wastewater. **Bioresource Technology**, v.101, p.2685-2690, 2010.

ZHANG, L.; LEE, Y-W., JAHNG, D. Ammonia stripping for enhanced biomethanization of piggery wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v.199, p.36-42, 2012a.

ZHANG, Z.; LI, Y.; CHEN, S.; WANG, S.; BAO, X. Simultaneous nitrogen and carbon removal from swine digester liquor by the Canon process and denitrification. **Bioresource Technology**, v.114, p.84-89, 2012b.

## APÊNDICES

APÊNDICE A – Dados brutos do primeiro experimento

**TABELA 9 - Resultados brutos dos parâmetros analisados no primeiro experimento**

Ciclo	Dias corridos	Amostra	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade		Alcalinidade Intermediária (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	Temperatura (°C)	
					Total (mg/L)	Parcial (mg/L)			Máxima	Mínima
1	0	EB	26650	7,4	6780	3276	3504	898	34,2	21,9
		B	1152	7,2	44	0	44	3		
	TC	28275	7,8	6208	2780	3428	2978			
	2	T1	26700	7,9	4347	3571	2738	1723		
		T5	24125	7,8	5942	2895	3047	1638		
		T10	23625	7,7	6030	2936	3095	1617		
2	4	EB	24275	7,0	4532	1638	2895	N.A	30,2	18
		B	633	7,3	34	26	8	N.A		
		TC	21800	7,8	5218	2857	2361	N.A		
		T1	24500	7,8	5218	2552	2666	N.A		
		T5	28175	7,8	5028	2057	2971	N.A		
		T10	22575	7,7	4685	2133	2552	N.A		
3	6	EB	28475	7,2	4761	1389	3372	1404	32,8	19,4
		B	683	7,4	32	24	8	4		
		TC	28150	7,6	5169	1904	3047	1542		
		T1	29500	7,5	4920	1785	3134	1510		
		T5	30375	7,8	4625	1555	3070	1351		
		T10	25250	7,7	4380	1752	2628	1404		
5	10	EB	30750	7,3	4880	1547	3333	1510	32,6	19,5
		B	535	6,9	37	29	8	2		
		TC	22600	7,7	4837	1752	3085	1532		
		T1	23575	7,6	5118	1706	3412	1468		
		T5	22250	7,5	4837	1866	2971	1361		
		T10	22325	7,5	4609	1371	3237	1340		

LEGENDA: EB - Efluente bruto (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B – biofertilizante. N.A.: não analisado.

**APÊNDICE B – Dados brutos segundo experimento**

**TABELA 10 - Resultados brutos dos parâmetros analisados no segundo experimento**

Ciclo	Amostra	Tempo de tratamento	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade	Alcalinidade	Alcalinidade	N-amoniacoal (mg/L)	Temperatura (°C)	
						Total (mg/L)	Parcial (mg/L)	Intermediária (mg/L)		Máxima	Mínima
1°	EB	2 dias	13000	11500	7,7	6538	3834	2703	2211	31,9	20,8
	B		440	70	6,2	35	19	15	0,29		
	TC		11000	9500	7,8	5682	3708	1974	1885		
	T1		11000	10500	7,8	5634	3611	2022	1908		
	T5		11750	10500	7,9	5622	3112	2510	1862		
	T10		10500	10000	7,8	5078	2924	2154	1769		
2°	EB	2 dias	12000	11000	7,7	6325	3715	2610	2258	35,4	24,8
	B		240	90	6,1	38	21	17	0,97		
	TC		14500	14000	8,0	7471	4326	3146	2025		
	T1		14750	14250	8,0	7220	4483	2737	2025		
	T5		14500	13750	8,0	6795	4294	2501	1932		
	T10		13250	12750	8,1	7456	4624	2831	1815		
3°	EB	3 dias	17250	14500	7,7	8955	5523	3432	2258	35,6	21,5
	EB-TC		33875	23000	7,4	8553	3421	5132	N.A.		
	B		390	150	6,4	38	34	4	0,65		
	TC		20000	19500	7,8	7692	3067	4624	2002		
	T1		14750	14250	8,0	7415	4574	2841	1978		
	T5		14000	14000	8,0	7928	4436	3492	1885		
	T10		13250	13250	8,0	7361	4388	2973	1792		

LEGENDA: EB - Efluente bruto (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B – biofertilizante. N.A.: não analisado.

**TABELA 10 (cont.) - Resultados brutos dos parâmetros analisados no segundo experimento.**

Ciclo	Amostra	Tempo de tratamento	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade	Alcalinidade	Alcalinidade	N-amoniacal (mg/L)	Temperatura (°C)	
						Total (mg/L)	Parcial (mg/L)	Intermediária (mg/L)		Máxima	Mínima
4°	EB	5 dias								35,6	19,1
	B										
	TC		29250	23000	7,9	7704	2889	4815	2211		
	T1		19000	18250	8,0	7386	4308	3077	1955		
	T5		14750	16000	8,0	6832	3687	3146	1885		
	T10		19500	17500	8,0	6488	3392	3097	1722		
5°	EB	7 dias								31,6	17,6
	B										
	TC		20750	23750	7,8	7329	2610	4719	2930		
	T1		18250	20500	8,0	6928	3614	3313	2453		
	T5		20250	17750	8,0	6426	3213	3213	2769		
	T10		19750	16750	8,0	5521	2548	2973	2968		
6°	EB	3 dias	44000	26500	7,3	7963	2949	5014	2338	33,2	18,7
	B		480	280	6,4	40	27	13	1,66		
	TC		22500	24000	7,8	8032	2661	5371	2854		
	T1		27500	24750	7,8	7760	2831	4929	2116		
	T5		19750	23750	7,8	7530	2610	4920	2390		
	T10		21000	25500	7,8	7175	2408	4767	2453		

LEGENDA: EB - Efluente bruto (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B – biofertilizante. N.A.: não analisado.

**TABELA 10 (cont.) - Resultados brutos dos parâmetros analisados no segundo experimento**

Ciclo	Amostra	Tempo de tratamento	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade	Alcalinidade	Alcalinidade	N-amoniacoal (mg/L)	Temperatura (°C)	
						Total (mg/L)	Parcial (mg/L)	Intermediária (mg/L)		Máxima	Mínima
7°	EB	2 dias	36500	28500	7,6	7885	2794	5091	2421	33,4	19,9
	B		260	380	5,8	40	2	38	1,92		
	TC		27000	25750	7,5	7336	2348	4989	2359		
	T1		47500	26750	7,2	7570	2300	5270	2071		
	T5		25000	24250	7,4	7003	2334	4668	2583		
	T10		22500	21250	7,5	6456	2180	4276	2421		
8°	EB	2 dias	40125	28500	7,1	7394	2106	5288	2539	34,8	20,2
	B		440	170	6,3	33		33	1,26		
	TC		34500	26000	7,4	7524	2187	5337	2098		
	T1		28500	25750	7,3	7566	2294	5272	1632		
	T5		28750	26500	7,4	6922	2093	4829	2793		
	T10		25000	22000	7,5	6801	2093	4709	2879		
9°	EB	3 dias	30500	25000	7,2	6372	1964	4408	2830	34,7	20,4
	B		250	165	6,5	42	29	13	2,02		
	TC		25000	25000	7,4	7003	1851	5151	2793		
	T1		26500	24750	7,3	6842	1932	4910	2854		
	T5		23000	23750	7,4	7163	1771	5393	3336		
	T10		21500	21250	7,4	6665	1761	4905	3033		
10°	EB	2 dias	24250	25000	7,2	6560	1964	4668	2359	31,7	22,5
	B		290	150	6,8	39	30	9	3,32		
	TC		24750	22500	7,4	6917	1928	4989	2410		
	T1		24750	22500	7,3	6801	1771	5031	2453		
	T5		23500	23000	7,3	6640	1932	4709	2757		
	T10		21750	21000	7,4	6238	1731	4507	2595		

LEGENDA: EB - Efluente bruto (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B – biofertilizante. N.A.: não analisado.

APÊNCICE C – Dados brutos terceiro experimento

**TABELA 11 - Resultados brutos do tratamento anaeróbio no terceiro experimento**

Ciclo	Dias corridos	Amostra	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade Total (mg/L)	Alcalinidade Parcial (mg/L)	Alcalinidade Intermediária (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	Temperatura (°C)	
										Máxima	Mínima
1	3	B	224	46,65	7,0	54	44	10	12,69	28,6	18,7
		AF	15708	13995	6,8	4.110	1.277	2.832	1093,87		
		TC	12788	11521	7,6	3.776	1.277	2.499	950,22		
		T1	14135	12130	7,6	4.110	1.222	2.888	1259,25		
		T5	13023	12101	7,6	3.832	1.222	2.610	1089,6		
		T10	11625	10016	7,8	3.443	1.388	2.055	926,47		
2	6	B	158	18,95	7,4	56	50	6	5,61	31,3	20,6
		AF	14833	11905	7,0	4.276	1.444	2.832	1114,1		
		TC	13370	11464	7,79	3.749	1.055	2.693	1225,24		
		T1	12512	10650	7,82	3.832	1.333	2.499	1178,25		
		T5	13004	10900	7,71	3.665	944	2.721	991,99		
		T10	10660	8864	8,0	3.721	1.277	2.444	937,93		
3	9	B	127	3,4	6,77	58	44	14	4,47	31,3	18,7
		AF	15624	12230	6,8	4.443	1.333	3.110	1159,96		
		TC	11520	11542	8,18	4.110	1.499	2.610	1254,33		
		T1	11896	10872	7,87	4.165	1.611	2.555	1279,1		
		T5	13323	11620	7,66	3.721	1.055	2.666	1169,07		
		T10	10377	9572	7,81	3.554	1.222	2.333	1098,16		
4	12	B	85	25,05	7,04	52	38	14	3,24	30,4	19,6
		AF	14887	11.260	7,75	6.442	3.554	2.888	1936,16		
		TC	10896	10680	8,17	5.498	2.610	2.888	1489,86		
		T1	11375	10680	8,13	5.387	2.721	2.666	1502,65		
		T5	11730	10660	8,11	4.887	2.166	2.721	1567,56		
		T10	9976	9344	8,2	4.776	2.277	2.499	1215,7		

LEGENDA: AF - afluyente (afluyente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B – biofertilizante. N.A.: não analisado.

**TABELA 11 (cont.) - Resultados brutos do tratamento anaeróbio no terceiro experimento**

Ciclo	Dias corridos	Amostra	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade Total (mg/L)	Alcalinidade Parcial (mg/L)	Alcalinidade Intermediária (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	Temperatura (°C)	
										Máxima	Mínima
5	15	B	88	20,8	7,14	56	44	12	3,23	21,3	14,9
		AF	12263	10.420	7,9	6.331	3.610	2.721	1876,52		
		TC	10734	10524	8,25	5.942	3.054	2.888	1728,56		
		T1	10355	10300	8,14	5.720	3.166	2.555	1715,1		
		T5	10933	8896	8,25	5.331	2.721	2.610	1848,49		
		T10	9281	9900	8,22	5.165	2.666	2.499	1215,7		
6	18	B	146	24,3	6,41	50	34	16	1,67	26,2	15,2
		AF	11598	10396	7,81	6.498	3.610	2.888	1833		
		TC	10884	11581	8,29	5.942	3.110	2.832	1818,72		
		T1	10817	11190	8,25	5.998	3.221	2.777	1578,39		
		T5	10200	10838	8,29	5.901	2.985	2.916	1649,32		
		T10	9628	10401	8,25	5.554	2.943	2.610	1586,06		
7	24	B	110	>LQ	7,15	50	36	14	1,61	28,4	18,8
		AF	15444	12836	7,71	6.720	3.721	2.999	2678,63		
		TC	14945	12216	8,04	6.886	3.443	3.443	1664,77		
		T1	14167	12368	8,21	6.775	3.443	3.332	1966,68		
		T5	13057	11384	8,16	6.109	3.110	2.999	1655,78		
		T10	12951	10148	8,22	5.609	3.054	2.555	1427,12		
8	27	B	135	>LQ	7,44	44	34	10	1,56	26	18,7
		AF	20956	15960	7,65	8.497	4.054	4.443	2419,65		
		TC	19619	14256	7,91	4.941	2.162	2.780	2237,61		
		T1	20768	15800	7,87	4.907	2.093	2.814	2967,01		
		T5	19128	14084	7,93	4.495	2.059	2.436	2168,68		
		T10	16610	13472	7,91	4.289	1.922	2.368	N.A		

LEGENDA: AF - afluente (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B – biofertilizante.  
N.A.: não analisado. LQ: Limite de Quantificação.

**TABELA 11 (cont.) - Resultados brutos do tratamento anaeróbio no terceiro experimento**

Ciclo	Dias corridos	Amostra	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade Total (mg/L)	Alcalinidade Parcial (mg/L)	Alcalinidade Intermediária (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	Temperatura (°C)	
										Máxima	Mínima
9	30	B	135	>LQ				0	1,48		
		AF	29990	19236	7,23	5.498	2.486	3.011	2853,2		
		TC	20340	20464	7,82	4.873	2.128	2.745	2377,96	26	16,1
		T1	21888	22004	7,79	5.456	2.162	3.294	2871,31		
		T5	21141	21719	7,78	5.010	2.059	2.951	2761,24		
		T10	18210	20780	7,87	4.701	2.059	2.642	N.A.		
10	33	B						0	1,22		
		AF	25389	20220	7,29	5.285	2.539	2.745	2596,74		
		TC	20765	20388	7,95	5.456	2.402	3.054	2613,02	27,6	18,7
		T1	20920	21496	7,91	5.525	2.265	3.260	2496,55		
		T5	20813	21096	7,85	5.319	2.196	3.123	2912,22		
		T10	16842	19436	7,9	4.495	1.956	2.539	2045,12		
11	36	B						0	1,03		
		AF	56046	27890	6,82	4.861	1.573	3.289	2047,76		
		TC	52810	26435	7,3	5.456	2.059	3.397	3147,85	27,7	17,6
		T1	52353	27225	7,06	5.422	1.716	3.706	2918,77		
		T5	53303	26930	6,97	5.216	1.544	3.672	2689,07		
		T10	50484	25595	6,89	4.701	1.373	3.329	2452,05		
12	42	AF	23698	15896	6,53	2.645	572	2.073	1752,66		
		TC	20291	17730	7,42	3.329	961	2.368	1859,56		
		T1	20782	18125	7,31	3.260	824	2.436	1854,63	29,3	17,9
		T5	21661	19708	7,23	3.260	789	2.471	1790,49		
		T10	20883	18547	7,21	3.054	686	2.368	1921,54		

LEGENDA: AF - afluente (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B - biofertilizante.  
N.A.: não analisado. LQ: Limite de Quantificação.

**TABELA 11 (cont.) - Resultados brutos do tratamento anaeróbio no terceiro experimento**

Ciclo	Dias corridos	Amostra	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade Total (mg/L)	Alcalinidade Parcial (mg/L)	Alcalinidade Intermediária (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	Temperatura (°C)	
										Máxima	Mínima
13	45	AF	26914	17159	6,59	2.677	515	2.162	1844,38	28,2	14,8
		TC	17272	15962	7,2	2.814	583	2.231	1527,48		
		T1	20150	17333	7,21	2.848	618	2.231	1668,78		
		T5	20604	17606	7,19	2.951	583	2.368	2076,12		
		T10	18925	16082	7,2	2.608	343	2.265	N.A.		
14	48	AF	24693	16924	6,58	2.642	480	2.162	2047,76	28,5	15,3
		TC	20850	15053	7,33	2.677	618	2.059	1921,54		
		T1	27796	16423	6,82	3.020	583	2.436	1829,33		
		T5	54130	18418	6,69	3.054	549	2.505	2001,93		
		T10	20718	15208	6,81	3.020	515	2.505	1631		
15	51	AF	25910	16484	6,67	2.717	679	2.038	1706,21	24,5	14
		TC	20672	14974	6,91	2.745	515	2.231	2081,58		
		T1	20856	15746	6,89	2.780	515	2.265	2056,16		
		T5	22062	16812	6,88	2.745	480	2.265	1890,3		
		T10	20192	14022	6,87	2.539	412	2.128	1713,22		
16	54	AF	26603	21124	6,75	2.780	618	2.162	1894,47	25,4	13,4
		TC	20624	17504	6,8	4.289	673	3.616	1651,18		
		T1	21284	17384	6,85	4.289	673	3.616	1894,47		
		T5	20372	16972	6,95	4.030	613	3.417	1806,97		
		T10	20332	15940	6,82	3.911	547	3.364	1628,12		

LEGENDA: AF - afluente (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B – biofertilizante. N.A.: não analisado.

**TABELA 11 (cont.) - Resultados brutos do tratamento anaeróbio no terceiro experimento**

Ciclo	Dias corridos	Amostra	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade Total (mg/L)	Alcalinidade Parcial (mg/L)	Alcalinidade Intermediária (mg/L)	N-amoniaco (mg/L)	Temperatura (°C)	
										Máxima	Mínima
17	57	AF	53777	21556	7,24	8.090	3.519	4.571	2678,63	25,5	12,3
		TC	58280	28612	6,91	7.469	2.324	5.146	3084,06		
		T1	49528	27400	7,25	7.201	2.681	4.520	3147,85		
		T5	31600	25068	7,54	6.476	2.102	4.373	2477,44		
		T10	29232	21576	7,6	6.097	2.018	4.079	2795,37		
18	60	AF	29774	15292	7,45	4.380	1.752	2.628	1796,26	31,4	18
		TC	17688	14884	6,85	5.971	1.892	4.079	2618,09		
		T1	14400	9284	7,15	5.551	1.934	3.616	2442,03		
		T5	15728	14108	7,44	5.130	1.682	3.448	2010,15		
		T10	15016	12132	7,06	5.130	1.724	3.406	N.A.		
19	63	AF	22244	8520	7,4	4.331	1.682	2.649	1399,21	31,4	20,5
		TC	19012	10608	6,8	4.794	1.556	3.238	2231,65		
		T1	17376	12624	6,26	4.625	1.682	2.943	2115,95		
		T5	16728	12696	7,27	4.289	1.093	3.196	1727,32		
		T10	15412	11528	6,82	4.289	1.219	3.070	1910,05		
20	66	AF	30904	11576	6,94	4.541	1.640	2.901	1713,22	31,6	19,7
		TC	32595	13604	7,25	4.794	1.388	3.406	1735,34		
		T1	17656	13344	7,23	4.625	1.346	3.280	1748,69		
		T5	16824	12712	7,28	4.289	1.009	3.280	1763,08		
		T10	15148	12104	7,13	4.163	1.051	3.112	1692,29		

LEGENDA: AF - afluente (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B – biofertilizante. N.A.: não analisado.

**TABELA 11 (cont.) - Resultados brutos do tratamento anaeróbio no terceiro experimento**

Ciclo	Dias corridos	Amostra	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade Total (mg/L)	Alcalinidade Parcial (mg/L)	Alcalinidade Intermediária (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	Temperatura (°C)	
										Máxima	Mínima
21	69	AF	31750	12060	7,2	4.625	2.056	2.570	1521,24	28,9	18,4
		TC	17656	14152	7,38	4.583	1.472	3.112	1803,63		
		T1	16824	13192	7,26	4.457	1.430	3.028	1941,6		
		T5	15148	19284	7,36	4.163	1.219	2.943	1989,89		
		T10	13592	19628	7,28	3.574	1.093	2.481	1745,5		
22	72	AF	16936	16020	7,18	4.247	1.598	2.649	1552,73	30,8	18,9
		TC	10520	15604	7,42	4.289	1.388	2.901	1902,25		
		T1	10368	18300	7,43	4.205	1.346	2.859	1998,06		
		T5	11536	14120	7,47	3.911	925	2.986	1668,62		
		T10	11004	14992	7,59	3.826	1.219	2.607	1675,46		
23	75	AF	25512	16348	7,32	4.462	1.716	2.746	2056,16	28,2	21,6
		TC	16188	13144	7,46	4.562	1.413	3.149	2133,35		
		T1	16268	15464	7,55	4.441	1.252	3.189	2014,49		
		T5	20124	14632	7,47	4.401	1.252	3.149	2039,39		
		T10	20420	13852	7,49	3.957	1.130	2.826	1856,08		
24	78	AF	33700	25972	7,37	8.651	3.790	4.861	3306,4	31,1	18,4
		TC	18975	15344	7,34	7.429	2.745	4.683	2883,1		
		T1	15810	12492	7,4	7.388	2.705	4.683	2790,11		
		T5	16420	16804	7,3	6.985	2.503	4.481	2581,09		
		T10	15560	13824	7,22	6.702	2.422	4.280	2447,17		

LEGENDA: AF - afluente (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B – biofertilizante. N.A.: não analisado.

**TABELA 11 (cont.) - Resultados brutos do tratamento anaeróbio no terceiro experimento**

Ciclo	Dias corridos	Amostra	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade Total (mg/L)	Alcalinidade Parcial (mg/L)	Alcalinidade Intermediária (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	Temperatura (°C)	
										Máxima	Mínima
26	84	AF	30448	21974	7	8.934	3.608	5.326	3524,32	30,6	19,2
		TC	27412	24268	7,4	8.922	3.311	5.612	2851,59		
		T1	26556	21904	7,45	8.761	2.988	5.773	2862,77		
		T5	23908	22148	7,04	8.478	3.149	5.329	3000,32		
		T10	28324	22640	7,37	8.034	2.624	5.410	2829,38		
28	90	AF	15232	11056	6,92	4.118	1.292	2.826	1169,07	32	19,9
		TC	18952	18768	7,53	4.280	1.050	3.230	N.A.		
		T1	16582	18928	7,4	4.118	1.009	3.109	N.A.		
		T5	18536	13092	7,47	4.037	1.171	2.866	N.A.		
		T10	17308	18748	7,43	3.755	969	2.786	N.A.		
30	96	AF	20284	16260	7,21	3.714	1.453	2.261	N.A.	31,6	16,9
		TC	13468	12364	7,37	4.441	1.252	3.189	N.A.		
		T1	12652	12000	7,33	4.481	1.211	3.270	N.A.		
		T5	10688	7268	7,48	4.118	1.332	2.786	N.A.		
		T10	11416	11036	7,43	3.835	1.050	2.786	N.A.		

LEGENDA: AF - afluente (afluente); TC - tratamento controle; T1, T5 e T10 - Tratamento com 1, 5 e 10% de biofertilizante, respectivamente; B – biofertilizante. N.A.: não analisado.

APÊNDICE D – Dados brutos do tratamento aeróbio no terceiro experimento.

**TABELA 12 - Resultados brutos do tratamento aeróbio no terceiro experimento**

Ciclo	Dias corridos	Amostra	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade Total (mg/L)	Alcalinidade Parcial (mg/L)	Alcalinidade Intermediária (mg/L)	N-amoniaco (mg/L)	Temperatura (°C)	
										Máxima	Máxima
23	75	AF	25512	16348	7,32	4.462	1.716	2.746	2056,16	28,2	21,6
		TC	16188	13144	7,46	4.562	1.413	3.149	2133,35		
		T1	16268	15464	7,55	4.441	1.252	3.189	2014,49		
		T5	20124	14632	7,47	4.401	1.252	3.149	2039,39		
		T10	20420	13852	7,49	3.957	1.130	2.826	1856,08		
		TC-A	3340	1758	9,03	N.A.	N.A.	N.A.	622,56	31,1	18,4
		T1-A	3126	2349	9,06	N.A.	N.A.	N.A.	776,77		
		T5-A	3544	3172	9,05	N.A.	N.A.	N.A.	635,45		
		T10-A	3142	2658	9,04	N.A.	N.A.	N.A.	515,59		
		AF	33700	25972	7,37	8.651	3.790	4.861	3306,4		
24	78	TC	18975	15344	7,34	7.429	2.745	4.683	2883,1	31,1	18,4
		T1	15810	12492	7,4	7.388	2.705	4.683	2790,11		
		T5	16420	16804	7,3	6.985	2.503	4.481	2581,09		
		T10	15560	13824	7,22	6.702	2.422	4.280	2447,17		
		TC-A	4488	3540	9,08	N.A	N.A	N.A	945,65		
		T1-A	8584	6545	8,71	N.A	N.A	N.A	1741,54		
		T5-A	5296	3603	8,71	N.A	N.A	N.A	1472,17		
		T10-A	10289	5701	8,04	N.A	N.A	N.A	1763,08		
		AF	30448	21974	7	8.934	3.608	5.326	3524,32		
		26	84	TC	27412	24268	7,4	8.922	3.311	5.612	2851,59
T1	26556			21904	7,45	8.761	2.988	5.773	2862,77		
T5	23908			22148	7,04	8.478	3.149	5.329	3000,32		
T10	28324			22640	7,37	8.034	2.624	5.410	2829,38		
TC-A	20624			14744	8,21	N.A	N.A	N.A	2506,33	31,7	19,5
T1-A	24320			19580	8,05	N.A	N.A	N.A	2626,76		
T5-A	19572			14668	7,87	N.A	N.A	N.A	2545,85		
T10-A	20400			17468	7,34	N.A	N.A	N.A	2616,51		

**TABELA 12 (cont.) - Resultados brutos do tratamento aeróbio no terceiro experimento**

Ciclo	Dias corridos	Amostra	DQO <sub>total</sub> (mg/L)	DQO <sub>solúvel</sub> (mg/L)	pH	Alcalinidade Total (mg/L)	Alcalinidade Parcial (mg/L)	Alcalinidade Intermediária (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	Temperatura (°C)	
										Máxima	Máxima
28	90	AF	15232	11056	6,92	4.118	1.292	2.826	1169,07	32	19,9
		TC	18952	18768	7,53	4.280	1.050	3.230	N.A.		
		T1	16582	18928	7,4	4.118	1.009	3.109	N.A.		
		T5	18536	13092	7,47	4.037	1.171	2.866	N.A.		
		T10	17308	18748	7,43	3.755	969	2.786	N.A.	32,7	18,4
		TC-A	8200	7532	8,95	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.		
		T1-A	7916	7364	8,73	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.		
		T5-A	7132	7108	8,99	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.		
T10-A	12004	8228	8,29	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.				
30	96	AF	20284	16260	7,21	3.714	1.453	2.261	N.A.	31,6	16,9
		TC	13468	12364	7,37	4.441	1.252	3.189	N.A.		
		T1	12652	12000	7,33	4.481	1.211	3.270	N.A.		
		T5	10688	7268	7,48	4.118	1.332	2.786	N.A.		
		T10	11416	11036	7,43	3.835	1.050	2.786	N.A.	34,7	19,1
		TC-A	1416	1100	8,94	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.		
		T1-A	1408	856	9,02	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.		
		T5-A	2276	1292	8,64	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.		
T10-A	5810	4984	8,5	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.				

Legenda: AF: afluente aos reatores anaeróbios; TC: efluente do reator anaeróbio controle; T1, T5 e T10: efluente do reator anaeróbio com 1 5 e 10% de inóculo respectivamente; TC-A, T1-A, T5-A, T10-A: efluente reator aeróbio controle, com 1, 5 e 10% de inóculo, respectivamente. N.A.: não analisado.

