

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**TRATAMENTO ANAERÓBIO-AERÓBIO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA E REÚSO NA
PRODUÇÃO DE MILHO PARA SILAGEM**

Max Ternero Cangani

Zootecnista

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

2011

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**TRATAMENTO ANAERÓBIO-AERÓBIO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA E REÚSO NA
PRODUÇÃO DE MILHO PARA SILAGEM**

Max Ternero Cangani

Orientador: Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Ana Cláudia Ruggieri

Dissertação apresentada a Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Câmpus de Jaboticabal como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Microbiologia Agropecuária.

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

2011

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

MAX TERNERO CANGANI – Filho de Maximiano Antonio Cangani e Malvina Ternero Dias, nascido na cidade de Votuporanga, no Estado de São Paulo, em 29 de novembro de 1986. Em 2008, graduou-se em Zootecnia pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Câmpus de Ilha Solteira. De março de 2009 a agosto de 2011, realizou o curso de Pós-Graduação em Microbiologia Agropecuária, em nível de Mestrado, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista, Câmpus de Jaboticabal.

“Porque apesar dos nossos defeitos, precisamos enxegar que somos pérolas únicas no teatro da vida e entender que não existem pessoas de sucesso e pessoas fracassadas. O que existem são pessoas que lutam pelos seus sonhos ou desistem deles”

Augusto Cury

Aos meus pais,

Maximiano e Malvina

pelos ensinamentos, amor, dedicação e oportunidades que me proporcionaram ao longo da vida e que possibilitaram minha formação.

Ao meu querido irmão,

Michel

por ser meu grande amigo.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a DEUS pela vida, por ter me dado forças para a realização deste trabalho e enfrentar, de cabeça erguida, todos os obstáculos encontrados no meu caminho no decorrer do mestrado.

Ao Prof. Dr. Roberto pela oportunidade, pelos valiosos ensinamentos que proporcionaram meu crescimento profissional e pessoal. Pela paciência, tempo dedicados a mim durante esse período. Agradeço a oportunidade de poder concluir este projeto com a qualidade de suas orientações.

À Prof. Dra. Ana Cláudia Ruggieri, pela co-orientação, amizade e colaboração no desenvolvimento do projeto.

À CAPES, a FAPESP e o Programa de Microbiologia Agropecuária pela bolsa de estudos.

Aos professores Dr. Wanderley José de Melo e Dr. Israel José da Silva pelas valiosas contribuições na banca de defesa.

À FCAV-UNESP e aos professores do curso de pós-graduação, pelo aperfeiçoamento profissional.

Aos meus grandes amigos Samantha e Estevão por toda força, ajuda, companheirismos, amizade, compreensão. Sou imensamente grato as essas duas pessoas, pois mostraram o que é uma amizade verdadeira e sincera.

À Marina Nogueira, agradeço por fazer parte da minha vida desde 27 de setembro de 2004, pelas inúmeras ajudas, amizade verdadeira, apoio, conselhos, confidências e por me proporcionar muitos momentos felizes ao seu lado.

À Cíntia Loureiro pela amizade e inúmeras ajudas no Setor de Forragicultura

À Rose Duda pelas inúmeras ajudas, sempre prestativa e atenciosa.

Aos colegas de laboratório Adélia, Adriana, Airon, Alexandre, Ariane, Carolina, Camila, Estevão, Laura, Marcelo, Natani, Natasha, Renata pela amizade e convivência.

Aos funcionarios do Departamento de Engenharia Rural, Marquinhos, Primo, Luizinho, Fiapo, Davi pela atenção e ajuda

Aos meus amigos Aylan, Bruno, Carlos, Daniela, Danilo, Elisamara, Fernanda, Hellen, Lola, Luciana, Parikera, Rafael, Ritinha e Thiago pelo incentivo e verdadeira amizade.

À todos que ajudaram e torceram para que este trabalho fosse concluído com sucesso.

SUMÁRIO

| | |
|---|--------|
| LISTA DE FIGURAS..... | ix |
| LISTA DE TABELAS..... | xviii |
| LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS..... | xxviii |
| RESUMO..... | xxix |
| ABSTRACT..... | xxx |
| I. INTRODUÇÃO..... | 1 |
| II. REVISÃO DE LITERATURA..... | 3 |
| 2.1. Características da suinocultura no Brasil e no mundo..... | 3 |
| 2.2. Impactos ambientais causados pela disposição inadequada de águas residuárias de suinocultura..... | 5 |
| 2.3. Aspectos gerais do processo de digestão anaeróbia..... | 7 |
| 2.4. Sistemas de tratamento anaeróbio..... | 9 |
| 2.4.1. Vantagens dos sistemas de tratamento anaeróbio..... | 11 |
| 2.4.2. Desvantagens dos sistemas de tratamento anaeróbio..... | 11 |
| 2.5. Fatores que interferem na digestão anaeróbia..... | 12 |
| 2.5.1. Temperatura..... | 12 |
| 2.5.2. Potencial Hidrogeniônico (pH) | 13 |
| 2.5.3. Nutrientes..... | 14 |
| 2.5.4. Tempo de detenção hidráulica (TDH) | 15 |
| 2.6. tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura..... | 15 |
| 2.7. Processo anaeróbio em dois estágios..... | 15 |
| 2.8. Pós-tratamento aeróbio de efluentes de reatores UASB..... | 18 |
| 2.9. Reúso de águas residuárias de suinocultura na agricultura..... | 21 |
| 2.10. A cultura do milho..... | 24 |
| 2.11. milho como planta forrageira..... | 25 |
| III. MATERIAL E MÉTODOS..... | 26 |
| 3.1. Etapa I: Tratamento de águas residuárias de suinocultura..... | 26 |
| 3.1.1. Instalações experimentais..... | 26 |
| 3.1.2. Afluente dos reatores..... | 30 |

| | |
|--|-----|
| 3.1.3. Condições de operação dos reatores..... | 30 |
| 3.1.4. Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânico nos afluentes, efluentes, lodo e biogás..... | 31 |
| 3.1.5. Temperatura..... | 32 |
| 3.1.6. pH e alcalinidade..... | 33 |
| 3.1.7. Ácidos voláteis totais (AVT) | 33 |
| 3.1.8. Demanda química de oxigênio (DQO) | 33 |
| 3.1.9. Produção de biogás..... | 34 |
| 3.1.10. Composição do biogás..... | 35 |
| 3.1.11. Concentrações de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo..... | 36 |
| 3.2. Etapa II: Reúso..... | 37 |
| 3.2.1. local e implantação da cultura do milho..... | 37 |
| 3.2.2. Delineamento experimental, tratamentos e análise de dados..... | 40 |
| 3.2.3. Sistema de fertirrigação..... | 43 |
| 3.2.4. Avaliações no solo e na planta..... | 45 |
| 3.2.4.1. Coliformes no solo..... | 45 |
| 3.2.4.2. N-total, orgânico e inorgânico no solo..... | 45 |
| 3.2.4.3. Análise de fertilidade do solo..... | 46 |
| 3.2.4.4. Atividade da urease no solo..... | 46 |
| 3.3. Etapa III: Silagem: confecções e avaliações..... | 47 |
| 3.4. Atributos avaliados na planta..... | 48 |
| 3.4.1. Avaliações não destrutivas..... | 48 |
| 3.4.2. Avaliações destrutivas..... | 48 |
| IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 49 |
| 4.1. Etapa I: Tratamento de águas residuárias de suinocultura..... | 49 |
| 4.1.1. Temperatura..... | 49 |
| 4.1.2. Demanda química de oxigênio (DQO) | 58 |
| 4.1.3. Sólidos suspensos totais (SST), voláteis (SSV) e Fixos (SSF)..... | 80 |
| 4.1.4. Produção e Composição do biogás..... | 103 |
| 4.1.5. Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) da manta do lodo | 108 |

| | |
|--|-----|
| 4.1.6. pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais..... | 113 |
| 4.1.7. Macronutrientes e micronutrientes..... | 129 |
| 4.1.7.1. Nitrogênio..... | 129 |
| 4.1.7.2. Fósforo..... | 135 |
| 4.1.7.3. Potássio, cálcio, magnésio e sódio..... | 138 |
| 4.1.7.4. Cobre, ferro, manganês e zinco..... | 142 |
| 4.1.8. Coliformes totais e termotolerantes..... | 146 |
| 4.2. Etapa II: Reúso..... | 149 |
| 4.2.1. Atributos do solo..... | 149 |
| 4.2.1.1. Análise de fertilidade do solo..... | 149 |
| 4.2.1.2. Colimetria do solo..... | 164 |
| 4.2.2. Atributos das plantas..... | 167 |
| 4.2.2.1. Teores de nutrientes nas amostras foliares das plantas de milho..... | 167 |
| 4.2.2.2. Avaliações na planta de milho..... | 173 |
| 4.3. Etapa III: Silagem: composição química-bromatológica, características fermentativas e perdas..... | 188 |
| 4.3.1. Produtividade de matéria seca..... | 188 |
| 4.3.2. Valores de pH..... | 189 |
| 4.3.3. Proteína Bruta..... | 191 |
| 4.3.4. Nitrogênio amoniacal em relação ao nitrogênio total..... | 192 |
| 4.3.5. Fibra em detergente neutro..... | 194 |
| 4.3.6. Fibra em detergente ácido..... | 196 |
| 4.3.7. Lignina..... | 198 |
| 4.3.8. Cinzas..... | 199 |
| 4.3.9. Digestibilidade <i>in vitro</i> da matéria seca..... | 200 |
| 4.3.10. Perdas e características fermentativas..... | 201 |
| 4.3.10.1. Perdas por gás | 201 |
| 4.3.10.1. Perdas por efluente..... | 201 |
| V. CONCLUSÕES..... | 203 |
| VI. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 205 |

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|------------|--|----|
| FIGURA 1. | Sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (conjunto I) e sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB seguido de reator em batelada sequencial aeróbio (conjunto II)..... | 28 |
| FIGURA 2. | Sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB em escala piloto..... | 29 |
| FIGURA 3. | Sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB em escala piloto, seguidos de reator sequencial em batelada (RBS) aeróbio..... | 29 |
| FIGURA 4. | Área experimental da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Produção da FCAV/UNESP, Campus de Jaboticabal (sistema de plantio direto e sistema de plantio convencional)..... | 37 |
| FIGURA 5. | Fertirrigação da cultura de milho em sistema de plantio direto e sistema de plantio convencional na safra 2009/2010..... | 43 |
| FIGURA 6. | Sistema para determinação de vazão da barra de fertirrigação utilizada para adubação da cultura de milho safrinha 2009 e safra 2009/2010..... | 44 |
| FIGURA 7. | Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1) e (R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio no ensaio 1..... | 50 |
| FIGURA 8. | Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1) e (R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio no ensaio 2..... | 51 |
| FIGURA 9. | Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1) e (R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio no ensaio 3..... | 52 |
| FIGURA 10. | Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1) e (R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio no ensaio 4..... | 53 |
| FIGURA 11. | Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio no ensaio 1..... | 54 |

| | | |
|------------|---|----|
| FIGURA 12. | Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio no ensaio 2..... | 55 |
| FIGURA 13. | Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio no ensaio 3..... | 56 |
| FIGURA 14. | Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio no ensaio 4..... | 57 |
| FIGURA 15. | Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), para o ensaio 1..... | 64 |
| FIGURA 16. | Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), para o ensaio 2..... | 65 |
| FIGURA 17. | Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), para o ensaio 3..... | 66 |
| FIGURA 18. | Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), para o ensaio 4..... | 67 |
| FIGURA 19. | Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com os reatores (R1 e R2), e as eficiências de remoção de DQO_{diss} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), para o ensaio 1..... | 68 |
| FIGURA 20. | Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com os reatores (R1 e R2), e as eficiências de remoção de DQO_{diss} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), para o ensaio 2..... | 69 |
| FIGURA 21. | Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com os reatores (R1 e R2), e as eficiências de remoção de DQO_{diss} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), para o ensaio 3..... | 70 |

| | | |
|------------|---|----|
| FIGURA 22. | Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com os reatores (R1 e R2), e as eficiências de remoção de DQO_{diss} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), para o ensaio 4..... | 71 |
| FIGURA 23. | Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB (R1 e R2) seguido reator em batelada sequencial (RBS) no ensaio 1..... | 72 |
| FIGURA 24. | Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB (R1 e R2) seguido reator em batelada sequencial (RBS) no ensaio 2..... | 73 |
| FIGURA 25. | Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB (R1 e R2) seguido reator em batelada sequencial (RBS) no ensaio 3..... | 74 |
| FIGURA 26. | Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB (R1 e R2) seguido reator em batelada sequencial (RBS) no ensaio 4..... | 75 |
| FIGURA 27. | Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB (R1 e R2) seguido reator em batelada sequencial (RBS) no ensaio 1..... | 76 |
| FIGURA 28. | Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB (R1 e R2) seguido reator em batelada sequencial (RBS) no ensaio 2..... | 77 |
| FIGURA 29. | Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB (R1 e R2) seguido reator em batelada sequencial (RBS) no ensaio 3..... | 78 |
| FIGURA 30. | Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB (R1 e R2) seguido reator em batelada sequencial (RBS) no ensaio 4..... | 79 |
| FIGURA 31. | Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de | |

| | | |
|------------|--|----|
| | remoção de SST dos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 1..... | 83 |
| FIGURA 32. | Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 2..... | 84 |
| FIGURA 33. | Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 3..... | 85 |
| FIGURA 34. | Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio | 86 |
| FIGURA 35. | Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV dos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 1..... | 87 |
| FIGURA 36. | Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV dos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 2..... | 88 |
| FIGURA 37. | Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV dos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 3..... | 89 |
| FIGURA 38. | Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV dos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 4..... | 90 |
| FIGURA 39 | Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 1..... | 95 |

- FIGURA 40. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator aeróbico em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 2..... 96
- FIGURA 41. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator aeróbico em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 3..... 97
- FIGURA 42. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator aeróbico em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 4..... 98
- FIGURA 43. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator aeróbico em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 1..... 99
- FIGURA 44. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator aeróbico em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 2..... 100
- FIGURA 45. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator aeróbico em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 3..... 101
- FIGURA 46. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator aeróbico em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2,

| | |
|---|-----|
| R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 4..... | 102 |
| FIGURA 47. Produção volumétrica de metano no sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores (R1 e R2) e para o conjunto de reatores (R1+R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 105 |
| FIGURA 48. Produção volumétrica de metano no sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores (R1 e R2) e para o conjunto de reatores (R1+R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 107 |
| FIGURA 49. Valores de pH do afluente e efluente do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 110 |
| FIGURA 50. Valores de alcalinidade parcial (AT) do afluente e efluente do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 117 |
| FIGURA 51. Valores de alcalinidade intermediária (AI) do afluente e efluente do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 118 |
| FIGURA 52. Valores de alcalinidade parcial (AP) afluente e efluente do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 119 |
| FIGURA 53. Concentrações de ácidos voláteis totais no afluente e nos efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema anaeróbico em dois estágios, nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 120 |
| FIGURA 54. Valores de pH do afluente e efluentes obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator aeróbico em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 124 |
| FIGURA 55. Valores de alcalinidade parcial (AP) do afluente do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios e dos efluentes dos reatores (R1 e R2) e do reator aeróbico em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 125 |
| FIGURA 56. Valores de alcalinidade intermediária (AI) do afluente do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios e dos efluentes dos reatores (R1 e R2) e do reator aeróbico em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 126 |

| | | |
|------------|---|-----|
| FIGURA 57. | Valores de alcalinidade total (AT) do afluente do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios e dos efluentes dos reatores (R1 e R2) e do reator aeróbio em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 127 |
| FIGURA 58. | Variações das concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS do sistema anaeróbio em dois estágios e pós tratamento, nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 128 |
| FIGURA 59 | Concentrações de coliformes termotolerantes verificadas ao longo do tempo após a adubação de plantio, a) sistema de plantio direto na safrinha 2009/2010, b) sistema de plantio convencional na safrinha 2009/2010, c) sistema de plantio direto na safra 2010 e d) sistema de plantio convencional na safra 2010. | 156 |
| FIGURA 60. | Comportamento da variável altura de plantas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009..... | 175 |
| FIGURA 61. | Comportamento da variável altura de inserção de espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009..... | 176 |
| FIGURA 62. | Comportamento da variável população final de plantas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009..... | 176 |
| FIGURA 63. | Comportamento da variável porcentagem de plantas acamadas ou quebradas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009..... | 177 |
| FIGURA 64. | Comportamento da variável número de espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009..... | 178 |
| FIGURA 65. | Comportamento da variável número de fileiras de grão/espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009..... | 178 |
| FIGURA 66. | Comportamento da variável número de grãos/espiga em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009..... | 179 |
| FIGURA 67. | Comportamento da variável massa de grãos/espiga em função | |

| | | |
|------------|---|-----|
| | dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009..... | 179 |
| FIGURA 68. | Comportamento da variável comprimento médio de espiga sem palha em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009..... | 179 |
| FIGURA 69. | Comportamento da variável massa de 100 grãos em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009..... | 179 |
| FIGURA 70. | Comportamento da variável altura de plantas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010. | 182 |
| FIGURA 71. | Comportamento da variável altura de inserção de espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010..... | 182 |
| FIGURA 72. | Comportamento da variável população final de plantas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010..... | 183 |
| FIGURA 73. | Comportamento da variável porcentagem de plantas acamadas ou quebradas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010. | 184 |
| FIGURA 74. | Comportamento da variável número de espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010..... | 184 |
| FIGURA 75. | Comportamento da variável número de fileiras de grão/espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010..... | 185 |
| FIGURA 76. | Comportamento da variável número de grãos/espiga em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010..... | 186 |
| FIGURA 77. | Comportamento da variável massa de grãos/espiga em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010..... | 186 |
| FIGURA 78. | Comportamento da variável comprimento médio de espiga sem palha em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010..... | 187 |

| | |
|---|-----|
| FIGURA 79. Comportamento da variável massa de 100 grãos em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010..... | 188 |
|---|-----|

LISTA DE TABELAS

| | | |
|------------|---|----------|
| TABELA 1. | Rebanho mundial de suínos de 2007 a 2009, considerando a União Européia como um únícobloco de países país..... | 4 |
| TABELA 2. | Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.. | 10 |
| TABELA 3. | Condições operacionais impostas aos reatores UASB em série e RBS, tratando águas residuárias de suinocultura, nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 30 |
| TABELA 4. | Características dos ciclos e condições operacionais que foram impostas ao reator aeróbio em batelada seqüencial (RBS) com alimentação contínua..... | 31 |
| TABELA 5. | Exames e determinações, freqüência e fontes das metodologias utilizadas..... | 32 |
| TABELA 6. | Resultados da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de plantio direto (PD) e convencional (PC), antes da calagem e plantio do milho safrinha, no ano de 2009..... | 38 |
| TABELA 7. | Resultados da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de plantio direto (PD) e convencional (PC), antes da calagem e plantio do milho safrinha, no ano de 2010..... | 39 |
| TABELA 8. | Teores de nutrientes aplicados no solo de acordo com o tipo de efluente e ocasião (semeadura ou cobertura), na safrinha 2009..... | 40 |
| TABELA 9. | Teores de nutrientes aplicados no solo de acordo com o tipo de efluente e ocasião (semeadura ou cobertura), na safrinha 2009..... | 40 |
| TABELA 10. | Tratamentos aplicados simultaneamente no PD e PC, e respectivas fontes de nitrogênio utilizadas para cada tratamento, na adubação de plantio e cobertura do milho..... | 41 |
| TABELA 11. | Tratamentos aplicados simultaneamente no PD e PC, e respectivas fontes de nitrogênio e potássio utilizadas para cada tratamento, na adubação de plantio e cobertura do milho..... | 42 49 |

| | | |
|------------|---|-----|
| TABELA 12. | Valores médios e coeficiente de variação (CV) da temperatura média diária do ar durante os ensaios 1, 2, 3 e 4..... | |
| TABELA 13. | Valores médios e coeficiente de variação (CV) da DQO_{total} , DQO_{diss} e devido à fração dos sólidos suspensos (DQO_{ss}) do afluente e efluentes, eficiências de remoção DQO_{total} , DQO_{diss} e DQO_{ss} obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 59 |
| TABELA 14. | Valores médios e coeficiente de variação (CV) da DQO_{total} , DQO_{diss} e devido à fração dos sólidos suspensos (DQO_{ss}) do afluente e efluentes, eficiências de remoção DQO_{total} , DQO_{diss} e DQO_{ss} obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios para os reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 62 |
| TABELA 15. | Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações dos sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF), do afluente e dos efluentes, e das eficiências de remoção (E) nos reatores UASB (R1 e R2) e no conjunto de reatores (R1+R2), nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 80 |
| TABELA 16. | Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações dos sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF), do afluente e dos efluentes, e das eficiências de remoção (E) nos reatores anaeróbio UASB em dois estágios (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial com fase aeróbia (RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 91 |
| TABELA 17. | Valores médios e coeficiente de variação (CV) da percentagem de metano no biogás e das produções diárias, volumétrica e específica de CH_4 obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com os reatores R1 e R2 do conjunto I, nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 103 |
| TABELA 18. | Valores médios e coeficiente de variação (CV) da percentagem de metano no biogás e das produções diárias, volumétrica e específica de CH_4 obtidos | |

| | | |
|------------|--|-----|
| | durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com os reator UASB (R1 e R2) do conjunto II, nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 106 |
| TABELA 19. | Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo da manta do reator 1 (R1), conjunto I, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4. | 108 |
| TABELA 20. | Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo da manta do reator 2 (R2), conjunto I, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4. | 109 |
| TABELA 21. | Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo da manta do reator 1 (R1), conjunto II, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4. | 110 |
| TABELA 22. | Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo da manta do reator 2 (R2), conjunto II, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4. | 111 |
| TABELA 23. | Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo do reator RBS, do conjunto II, durante as fases 1, 2, 3, e 4. | 112 |
| TABELA 24. | Valores médios e coeficiente de variação (CV) do pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) (em $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) e dos ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e efluentes dos reatores UASB R1e R2 e a relação AI:AP nos efluentes dos R1e R2 obtidos durante a operação do sistema de reatores anaeróbios em dois estágios nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 113 |
| TABELA 25. | Valores médios e coeficiente de variação (CV) dos valores de pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e ácidos voláteis totais AVT do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS e a relação AI:AP nos efluentes dos R1, R2 e RBS obtidos durante a operação do sistema de reatores anaeróbios em dois estágios e pós-tratamento, nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 116 |
| TABELA 26. | Valores médios e coeficientes de variação (cv) das concentrações de Nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.), nitrogênio orgânico (N-org) no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E), obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com os reatores UASB (R1 | 129 |

| | | |
|------------|--|-----|
| | e R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | |
| TABELA 27. | Valores médios e coeficientes de variação (cv) das concentrações (em mg L ⁻¹) de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.), nitrogênio orgânico (N-org.), nitrogênio total (NT), nitrito (N-NO ₂ ⁻), nitrato (N-NO ₃ ⁻) e oxigênio dissolvido (OD) no afluente e efluente durante a operação do reator em batelada seqüencial (RBS) aeróbio, nas fases 1, 2, 3 e 4..... | 132 |
| TABELA 28. | Valores médios e coeficientes de variação (cv) das eficiências de remoção de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.), nitrogênio orgânico (N-org) no afluente e efluentes obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio com os reatores UASB (R1 e R2), seguidos do reator operado em batelada seqüencial, com fase aeróbia (RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 134 |
| TABELA 29 | Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de P-total, no afluente e efluentes, e da eficiência de remoção (E) nos reatores UASB (R1 e R2) e no sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 135 |
| TABELA 30. | Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de P-total, no afluente e efluentes, e da eficiência de remoção (E) nos reatores R1, R2 e RBS, no sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbia (R1+R2+RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 137 |
| TABELA 31. | Valores médios (em mg L ⁻¹) e coeficientes de variação (cv) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), do afluente e dos efluentes, e das eficiências de remoção (E) no reatores R1 e R2 e do conjunto de reatores UASB em dois estágios (R1+ R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 139 |
| TABELA 32. | Valores médios (em mg L ⁻¹) e coeficientes de variação (cv) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), do afluente e dos efluentes, e das eficiências de remoção (E) no reatores R1 e R2, do sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+ R2) e do sistema anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 141 |

| | | |
|------------|---|-----|
| TABELA 33. | Valores médios (em mg L ⁻¹) e coeficiente de variação (cv) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e das eficiências de remoção (E) nos reatores UASB (R1 e R2) e no conjunto de reatores UASB em dois estágios (R1+ R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 143 |
| TABELA 34. | Valores médios (em mg L ⁻¹) e coeficiente de variação (cv) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e das eficiências de remoção (E) nos reatores UASB R1 e R2, no sistema anaeróbio (R1+ R2) e no sistema anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 144 |
| TABELA 35. | Valores médios de número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção nos reatores UASB (R1 e R2) e no conjunto de reatores em dois estágios UASB (R1+R2), nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 147 |
| TABELA 36. | Valores médios de número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção nos reatores R1, R2 e RBS, do sistema (R1+R2) e do sistema (R1+R2+RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4..... | 148 |
| TABELA 37. | Resultados da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de plantio direto (PD) e convencional (PC), nos tratamentos de A a E, antes do plantio do milho safrinha, após o encerramento da colheita do milho ano agrícola 2009 e após o encerramento da colheita do milho safra do ano agrícola 2009/2010. | 150 |
| TABELA 38. | Resultados da análise de micronutrientes do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de plantio direto (PD) e convencional (PC), nos tratamentos de A a E, antes do plantio do milho safrinha, após o encerramento da colheita do milho ano agrícola 2009 e após o encerramento da colheita do milho safra do ano agrícola 2009/2010. | 154 |
| TABELA 39. | Teores de Nitrogênio em solo ao longo de cultivo de milho em sistema de plantio direto e convencional na safrinha 2009, após adubação mineral e aplicação de água residuária de suinocultura sem tratamento e água residuária submetida a tratamentos em reator aeróbio e anaeróbio. | 158 |

| | | |
|------------|--|-----|
| TABELA 40. | Teores de Nitrogênio em solo ao longo de cultivo de milho em sistema de plantio direto e convencional na safra 2009/2010, após adubação mineral e aplicação de água residuária de suinocultura sem tratamento e água residuária submetida a tratamentos em reator aeróbio e anaeróbio..... | 160 |
| TABELA 41. | Atividade da urease em solos com cultura de milho que receberam adubo mineral, dejetos bruto de suíno e efluentes anaeróbio e aeróbio, em sistema de plantio direto e convencional, na safrinha 2009 e safra 2009/2010..... | 162 |
| TABELA 42. | Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendoamento, safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios..... | 167 |
| TABELA 43. | Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendoamento, safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios..... | 168 |
| TABELA 44. | Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendoamento, safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios..... | 171 |
| TABELA 45. | Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendoamento, safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios..... | 172 |
| TABELA 46. | Médias de população final de plantas (PFP), altura e planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFG), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio convencional na safrinha 2009..... | 173 |

| | | |
|------------|---|-----|
| TABELA 47. | Médias de população final de plantas (PFP), altura e planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio direto na safrinha 2009..... | 174 |
| TABELA 48. | Médias de população final de plantas (PFP), altura e planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio convencional na safra 2009/2010..... | 180 |
| TABELA 49. | Médias de população final de plantas (PFP), altura e planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio direto na safra 2009/2010..... | 181 |
| TABELA 50. | Porcentagem de matéria seca (MS%) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safrinha de 2009/2010..... | 189 |
| TABELA 51. | Porcentagem de matéria seca (MS%) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010..... | 189 |
| TABELA 52. | Valores de pH na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safrinha de 2009/2010..... | 190 |
| TABELA 53. | Valores de pH na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010..... | 190 |

| | | |
|------------|---|-----|
| TABELA 54. | Porcentagem de proteína bruta (PB%) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010..... | 191 |
| TABELA 55. | Porcentagem de proteína bruta (PB%) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010..... | 192 |
| TABELA 56. | Porcentagem de nitrogênio amoniacal em relação ao nitrogênio total (NH_3/NT) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010..... | 193 |
| TABELA 57. | Porcentagem de nitrogênio amoniacal em relação ao nitrogênio total (NH_3/NT) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010..... | 193 |
| TABELA 58. | Porcentagem de fibra em detergente neutro (FDN) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010..... | 195 |
| TABELA 59. | Porcentagem de fibra em detergente neutro (FDN) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010..... | 195 |
| TABELA 60. | Porcentagem de fibra em detergente ácido (FDA) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010..... | 196 |
| TABELA 61. | Porcentagem de fibra em detergente ácido (FDA) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na | |

| | | |
|------------|---|-----|
| | safra de 2010..... | 197 |
| TABELA 62. | Porcentagem de lignina na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010..... | 198 |
| TABELA 63. | Porcentagem de lignina na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010..... | 198 |
| TABELA 64. | Porcentagem de cinza na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010..... | 199 |
| TABELA 65. | Porcentagem de cinza na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010..... | 199 |
| TABELA 66. | Porcentagem de digestibilidade <i>in vitro</i> da matéria seca na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010..... | 200 |
| TABELA 67. | Porcentagem de digestibilidade <i>in vitro</i> da matéria seca na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010..... | 200 |
| TABELA 68. | Porcentagem de perda por gás (PG) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010..... | 201 |
| TABELA 69. | Porcentagem de perda por gás (PG) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010. | 202 |

| | | |
|------------|--|-----|
| TABELA 70. | Porcentagem de perda por efluente (PE) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010. | 202 |
| TABELA 71. | Porcentagem de perda por efluente (PE) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010..... | 203 |

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

- Ae – Efluente aeróbio
- AI – Alcalinidade intermediária
- AIE – Altura de inserção da espiga
- ALTP – Altura de planta
- An – Efluente anaeróbio
- AP – Alcalinidade parcial
- ARB – Água residuária bruta
- ARP – Água residuária peneirada
- ARS – Água residuária de suinocultura
- AT – Alcalinidade total
- AVT – Ácidos voláteis totais
- B – Dejetos brutos
- CE – Comprimento da espiga sem palha
- CH₄ – Metano
- CNTP – Condições normais de temperatura e pressão
- CNTP – Condições normais de temperatura e pressão (1 atm e 0°C)
- COV – Carga orgânica volumétrica
- CV – Coeficiente de variação da média
- DAS – Dias Após a Semeadura
- DQO_{diss} – Demanda química de oxigênio da fração dissolvida
- DQO_{ss} – Demanda química de oxigênio da fração de sólidos suspensos
- DQO_{total} – Demanda química de oxigênio da amostra bruta
- FDA – Fibra em detergente
- FDN – Fibra em detergente neutro
- M – Adubação mineral
- M100 – Massa de 100 grãos
- MGE – Massa de grãos/espiga
- MO – Matéria orgânica do solo
- N-am. – nitrogênio amoniacal
- NE – Número de espigas
- NFGE – Número de fileiras de grãos/espiga

- NK – Nitrogênio Kjeldahl
- NMP – Número mais provável
- N-NO_2^- – nitrogênio na forma de nitrito
- N-NO_3^- – nitrogênio na forma de nitrato
- N-org – nitrogênio orgânico
- NT – Nitrogênio total
- OD – Oxigênio dissolvido
- PC – Plantio convencional
- PD – Plantio direto
- PFP – População final de plantas
- pH – Potencial hidrogeniônico
- PPA – Porcentagem de plantas acamadas
- P-total – Fósforo total
- RBS – Reator operado em batelada sequencial
- S – Testemunha
- SB – Soma das bases presentes no solo (Ca+K+Mg)
- SST – Sólidos suspensos totais
- SSV – Sólidos suspensos voláteis
- ST – Sólidos totais
- SV – Sólidos voláteis
- T – Capacidade de troca de cátions (CTC) dos minerais do solo
- TDH – Tempo de detenção hidráulica
- UASB Reacto – upflow anaerobic sludge blanket reactor – reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo
- V (%) – Saturação por bases do solo ($V = [\text{SB}/\text{T}] \times 100$)

TRATAMENTO ANAERÓBIO-AERÓBIO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA E REUSO NA PRODUÇÃO DE MILHO PARA SILAGEM

RESUMO: Neste trabalho, avaliou-se o desempenho de dois conjuntos de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) instalados em série. Os conjuntos I e II foram compostos por dois reatores UASB em série com volumes de 908 e 350 L e de 908 e 188 L, respectivamente. No conjunto II, foi realizado pós tratamento do efluente em um reator operado em batelada sequencial (RBS) com alimentação contínua, com volume de 3000 L. As cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no primeiro reator dos conjuntos I e II variaram de 8,36 a 9,95 g DQO total (L d)⁻¹ e de 7,83 a 11,6 g DQO total (L d)⁻¹, respectivamente. As eficiências médias de remoção de DQO total, nitrogênio Kjeldahl (NK), fósforo total (P-total) foram elevadas e variaram de 95 a 97% e de 97 a 99%, de 64 a 67% e de 53 a 69%, e de 80 a 87% e de 71 a 89%, nos conjuntos I e II, respectivamente. As eficiências também foram elevadas para os metais Cu, Fe, Mn e Zn nos conjuntos I e II e variaram de 80 a 91% e de 63 a 80%, de 59 a 80% e de 51 a 72%, de 89 a 97% e de 81 a 98%, de 87 a 98% e de 91 a 99%, respectivamente. A semeadura do milho, foi realizado na safrinha 2009 e na safra 2009/2010, ambos em sistema de plantio direto e convencional, para a confecção de silagem. Os valores do pH observados na silagem não diferiram entre os tratamentos nas duas épocas de semeadura e nos sistemas de plantio direto e convencional. A adubação do milho para confecção de silagem, com dejetos brutos de suíno, com dejetos tratados em sistema anaeróbio e com os dejetos do pós-tratamento, quando comparada com a adubação mineral, não apresentou resultados com diferenças significativas na silagem na maioria dos atributos avaliados. O reúso dos efluentes tratados e do dejetos brutos, não promoveu alterações na nutrição da planta, porém os efluentes tratados elevaram as concentrações de N prontamente disponível para as plantas. Mesmo aplicados em doses muito maiores, comparativamente ao dejetos brutos, os efluentes tratados promoveram menor contaminação do solo por coliformes totais e termotolerantes.

PALAVRAS-CHAVE: processo anaeróbio em dois estágios, sistema de tratamento combinado, pós-tratamento, remoção de nutrientes, disposição no solo e metais no solo

ANAEROBIC-AEROBIC TREATMENT OF WASTEWATER FROM PRODUCTION AND ITS REUSE IN MAIZE CROP FOR SILAGE

ABSTRACT: This study evaluated the performance of two sets of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) installed in series. The sets I and II were composed of two UASB reactors in series with volumes of 908 and 350 L and 908 L and 188, respectively. In set II was conducted after the treatment of the effluent in a sequencing batch reactor (SBR) with continuous flux, with a volume of 3000 L. The volumetric organic loads (VOC) applied to the first reactor of the sets I and II ranged from 8.36 to 9.95 g total COD (L d)⁻¹ and 7.83 to 11.6 g total COD (L d)⁻¹, respectively. The average removal efficiencies of total COD, Kjeldahl nitrogen (NK), total phosphorus (total P) were high and ranged from 95 to 97% and 97 to 99%, 64 to 67% and 53 to 69% and 80 to 87% and 71 to 89% in clusters I and II, respectively. The efficiencies were also high for Cu, Fe, Mn and Zn in clusters I and II, and ranged from 80 to 91% and 63 to 80%, 59 to 80% and 51 to 72% from 89 to 97 and 81% to 98%, 87 to 98% and 91 to 99%, respectively. We carried out the swing of maize in the 2009 off-season and 2009/2010 season, both in no-tillage and conventional systems for making silage. The pH values observed in the silage did not differ significantly between treatments in both seasons of swing and in the systems of tillage and no-tillage. The fertilization of corn for silage making, with raw pig manure with waste treated in anaerobic system and the waste from the post-treatment compared to mineral fertilization, results showed no significant difference in silage in most parameters. The reuse of treated effluent and raw manure, did not promote changes in the nutrition of corn but the application of treated effluent increased concentrations of N readily available for plants in soil. Even in much larger doses applied compared to the raw waste, the treated effluent, promoted soil contamination by total coliforms and thermotolerant lower.

KEYWORDS: anaerobic process in two stages, a system of combined treatment, post-treatment, nutrient removal, wastewater disposal and metals in soil

I. INTRODUÇÃO

A suinocultura brasileira passou por profundas alterações tecnológicas nas últimas décadas, visando principalmente, ao aumento de produtividade e redução dos custos de produção. Em virtude de ser concentradora de dejetos em pequenas áreas, gera grandes volumes de águas residuárias com alto potencial poluidor para o solo, o ar e a água.

As águas residuárias de suinocultura possuem altas concentrações de sólidos em suspensão e dissolvidos, matéria orgânica, nutrientes, como nitrogênio e o fósforo, dentre outros, agentes patogênicos, metais pesados e sais diversos, o que tem gerado problemas de manejo, armazenamento, distribuição, tratamento ou disposição no solo, aumentando, com isto, os custos operacionais da atividade (MAGALHÃES et al. 2006).

Uma das formas de diminuir o impacto ambiental e viabilizar a utilização dos dejetos de suínos na agricultura é submetê-los ao tratamento anaeróbio. Neste processo, os microrganismos produzem compostos orgânicos simples e íons inorgânicos a partir de materiais orgânicos complexos.

Os sistemas de tratamento anaeróbios têm como subprodutos o gás metano no biogás, o qual pode ser utilizado como fonte de energia, e o líquido efluente do reator, que pode ser aplicado ao solo para fertirrigação de culturas agrícolas (OLIVEIRA & FORESTI, 1998).

A utilização de sistemas de tratamento anaeróbio de águas residuárias, com reatores de alta taxa, por exemplo o reator UASB em dois estágios, pode proporcionar o aumento da eficiência da remoção da matéria orgânica e sólidos suspensos e o aperfeiçoamento de projetos, uma vez que o sistema pode ser executado com baixos tempos de detenção hidráulico, resultando em unidades de tratamento compactas e de baixo custo. Além disso, pode-se aumentar a remoção de patógenos, metais, P e N, e produção de metano (BICHUETTE et al. 2008).

Entretanto, muitas vezes os efluentes tratados anaerobiamente não atendem aos padrões exigidos pela legislação ambiental brasileira e internacional para disposição final e/ou reúso. Visando atender os requisitos legais, ambiental e sanitário, para o lançamento dos efluentes em corpos d'água superficiais e a reutilização na irrigação de

plantas cultivadas tem-se incluído o pós-tratamento em reatores aeróbios como o reator operado em bateladas sequenciais (RBS).

O reúso de efluentes tratados na agricultura para a adubação de culturas agrícolas tem a finalidade do aproveitamento dos nutrientes presentes nas águas residuárias de suinocultura e dispô-las de maneira adequada no meio ambiente.

Por tratar-se de técnica de disposição final e trazer benefícios para a agricultura, o aproveitamento de águas residuárias da suinocultura na fertirrigação das culturas tem despertado o interesse dos agricultores, integrando sistemas de produção e reduzindo os custos com adubação.

Portanto, nesse trabalho, com dois conjuntos de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), instalados em série, e o pós-tratamento do efluente anaeróbio em um reator operado em batelada sequencial (RBS) alimentado com etapa aeróbia, pretendeu-se tratar águas residuárias de suinocultura e efetivar o seu reúso na produção de milho para silagem, visando:

- avaliar o desempenho dos dois sistemas de tratamento de águas residuárias de suinocultura sob diferentes condições operacionais, buscando atender as orientações, condições e padrões estabelecidos para o lançamento e reúso agrícola dos efluentes tratados;

- verificar e estabelecer o potencial agronômico das águas residuárias de suinocultura (dejeito bruto, efluente de sistema de tratamento anaeróbio e efluente provindo de pós-tratamento com etapa aeróbia) para a adubação de semeadura e cobertura da cultura do milho para silagem por meio de avaliações da nutrição das plantas e de características bioquímicas, químicas e microbiológicas do solo em dois sistemas de semeadura (plantio direto e convencional).

- avaliar o efeito da adubação de plantio e cobertura com águas residuárias de suinocultura (dejeito bruto, efluente de sistema de tratamento anaeróbio e efluentes provenientes de pós-tratamento com etapa aeróbia) na composição químico-bromatológica da silagem de milho.

II. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Características da suinocultura no Brasil e no mundo.

A suinocultura no Brasil ainda é uma atividade, predominantemente, de pequenas propriedades rurais e assim muito importante do ponto de vista social e econômico, além de contribuir para a fixação do homem no campo. Cerca de 81,7% dos suínos são criados em propriedades de até 100 ha. A produção de suínos está presente em 46,5% das 51 milhões de propriedades rurais no Brasil, empregando mão de obra tipicamente familiar e constituindo importante fonte de renda e de estabilidade social (ZANOTELLI & PERDOMO, 2005).

Mesmo como atividade predominante de pequenas propriedades rurais, a suinocultura apresenta diferenças regionais tanto na distribuição do rebanho, quanto nas características dos sistemas de produção, decorrentes da coexistência de diferentes níveis tecnológicos e gerenciais. Enquanto nas regiões Norte e Nordeste, a suinocultura desenvolve-se em moldes tradicionais e de subsistência, nas regiões Sul e Sudeste e, mais recentemente, no Centro-Oeste, a atividade é desenvolvida, em maior proporção, com tecnologia moderna (PEETZ, 1996).

O rebanho mundial de suínos, em 2009, era de 802 milhões cabeças (Tabela 1). No mesmo ano, o plantel brasileiro constituía-se de mais de 35 milhões de cabeças, sendo mais de 7,1 milhões de cabeças só no Estado de Santa Catarina, de acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (ANUALPEC, 2010).

O Brasil também é o quarto maior exportador de carne suína do mundo, ficando atrás de países como Estados Unidos, União Européia (considerada como um único bloco de países) e Canadá. No ano de 2008 exportou, segundo o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América (USDA) (ANUALPEC, 2010), o total de 625 mil toneladas (equivalente-carcaça).

Na produção mundial de carne suína, o Brasil destaca-se em quinto lugar, com produção em torno de 2,4 milhões de toneladas (equivalente-carcaça) em 2008, segundo dados do USDA (ANUALPEC, 2010).

Tabela 1. Rebanho mundial de suínos de 2007 a 2009, considerando a União Européia como um único bloco de países.

| País | 2007 | 2008 | 2009 |
|---------------------|----------------|----------------|----------------|
| Mil cabeças | | | |
| China | 439.895 | 462.913 | 485.005 |
| União Européia (27) | 159.732 | 152.960 | 149.250 |
| Estados Unidos | 68.177 | 67.148 | 65.150 |
| Brasil | 32.947 | 33.892 | 35.122 |
| Rússia | 18.187 | 19.562 | 20.230 |
| Canadá | 13.810 | 12.180 | 10.632 |
| Japão | 9.745 | 9.899 | 9.900 |
| Mundo | 822.903 | 787.222 | 802.339 |

Fonte: USDA- Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, adaptado de ANUALPEC, 2010.

A grande concentração de suínos nos estados do Paraná, com 4,9 milhões e de Santa Catarina com 6,9 milhões de cabeças em 2008, e seus impactos, provocaram um avanço na legislação ambiental na Região Sul do Brasil, e o aumento das exigências para o lançamento e a disposição dos dejetos produzidos nessa região. No Estado de São Paulo, existe a necessidade de maiores cobranças e de apoio técnico às propriedades produtoras de suínos, com relação ao atendimento às exigências ambientais (ANUALPEC, 2010).

Desta forma, a suinocultura é considerada pelos órgãos ambientais uma atividade potencialmente causadora de degradação ambiental, sendo enquadrada como de grande potencial poluidor. De acordo com a Lei 9.605 - Lei de Crimes Ambientais (BRASIL, 1998) o produtor pode ser responsabilizado criminalmente por eventuais danos causados ao meio ambiente e à saúde dos homens e animais (IBAMA, 2008).

A preocupação com a poluição do ambiente é uma das maiores ameaças à sobrevivência e expansão da suinocultura nos grandes centros produtores, a exemplo da região Sul, que detém 47,1 % (16,5 milhões de suínos) do rebanho nacional e responde por mais de 80% (1,2 milhões de toneladas de carne) da produção nacional (PERDOMO et. al. 2004).

2.2. Impactos ambientais causados pela disposição inadequada de águas residuárias de suinocultura.

A criação intensiva de suínos tem causado grandes problemas ambientais em algumas regiões do Brasil. Isto se deve a alta concentração de matéria orgânica e nutrientes nos dejetos de suínos que, quando não são corretamente manejados e tratados, podem causar grande impacto sobre a biota do solo e água. A produção e disposição destes dejetos, em áreas onde não se tem uma demanda por nutrientes suficiente, têm causado a lixiviação e percolação de poluentes, apresentando em determinadas regiões altos índices de contaminação de recursos hídricos superficiais e subterrâneos (SUÍNO, 2010).

A produção intensiva de suínos resultou no aumento da produção de dejetos e conseqüentemente no aumento da poluição causada por esses resíduos. Em diversos municípios da região Sul têm ocorrido desequilíbrios ecológicos, principalmente no Oeste do Estado de Santa Catarina. Este panorama foi agravado a partir da década de 1970, quando a produção desse resíduo orgânico excedeu em grande parte sua capacidade de absorção pelo meio ambiente (NICOLAIEWSKY et al. 1998).

Os dejetos de suínos são constituídos por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pêlos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo criatório (KONZEN,1998).

O problema crucial na criação de suínos reside no apreciável volume de dejetos produzido e na sustentabilidade da sua produção. Segundo SANTANA (2005), a estimativa da produção diária de dejetos de suínos foi de 40,0 mil m³, e somente a região Oeste de Santa Catarina foram produzidos diariamente 30,0 mil m³ de dejetos.

O poder poluente dos dejetos gerados em uma propriedade é determinado pelo tipo de resíduo, volume e grau de diluição, pois diferentes consistências exigem técnicas específicas de manejo, tratamento e distribuição. As perdas e desperdícios de água através de bebedouros e água utilizada na higienização das edificações de animais aumentam o volume de efluentes produzidos, agravando o problema da poluição e elevando os custos de armazenamento, tratamento, transporte e distribuição dos dejetos (PERDOMO, 2005).

O lançamento indiscriminado de dejetos não tratados em rios, lagos e no solo podem provocar doenças como as verminoses, alergias, hepatite, trazer desconforto à população como proliferação de insetos e mau cheiro e, ainda, provocar impactos no meio ambiente como a morte de peixes e animais, toxicidade em plantas e eutrofização dos cursos d'água. Constitui-se, dessa forma, um risco à sustentabilidade e expansão da suinocultura como atividade econômica (BLEY JUNIOR, 1997).

De acordo com VANOTTI et al. (2005), dentre os agentes patogênicos mais importantes capazes de ser veiculados pelos dejetos de suínos tem-se, as bactérias, tais como *Salmonella* sp. *Campylobacter jejuni* e *E. coli* 0157:H7, parasitas, tais como, *Cryptosporidium parvum* e vírus como os enterovírus.

A causa principal da poluição é o lançamento direto do esterco de suínos sem o devido tratamento nos cursos de água, o que acarreta desequilíbrios ecológicos e poluição em função da redução do teor de oxigênio dissolvido na água, disseminação de patógenos e contaminação das águas superficiais e subterrâneas com amônia, nitratos e outros elementos tóxicos. Os principais constituintes dos dejetos suínos que afetam as águas superficiais são matéria orgânica, nutrientes, bactérias termotolerantes e sedimentos (DIESEL et al. 2008).

O dejetos suíno é constituído de uma fração orgânica e uma fração mineral. A fração orgânica pode ser mensurada através da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ou da demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos voláteis (SV). A fração mineral corresponde aos sólidos fixos (SF) e nutrientes, entre eles o N, P, K, Ca, Cu e Zn.

De acordo com LUDKE & LUDKE, 2002 cerca de 45 a 60% do nitrogênio, 50 a 80% do fósforo e cálcio, e aproximadamente 70 a 95% do cobre, zinco, potássio, sódio, magnésio, manganês e ferro consumidos são excretados pelos suínos.

O nitrogênio e o fósforo são considerados como os principais poluentes dos recursos hídricos, devido à suplementação mineral oferecida aos animais, por meio de rações com doses elevadas de macronutrientes (DUDA, 2006).

O nitrogênio é um nutriente de grande importância na geração e no controle da poluição das águas, devido principalmente aos seguintes aspectos: o nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de algas, podendo por isso, em certas condições, conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas. Os processos de

conversão da amônia em nitrito e este a nitrato, implicam no consumo de oxigênio dissolvido no corpo d'água receptor; o nitrogênio na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes; o nitrogênio na forma de nitrito está associado a doenças como a metahemoglobinemia (VON SPERLING, 1998).

O fósforo na água apresenta-se principalmente nas seguintes formas: ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. A importância do fósforo associa-se principalmente aos seguintes aspectos: o fósforo é um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica; é um nutriente essencial para o crescimento de algas, podendo por isso, em certas condições, conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas (VON SPERLING, 1998).

O excesso de N das fezes e urina dos suínos irá elevar a quantidade de nitrogênio dos dejetos e aumentar os riscos para o meio ambiente, pois poderá ser transformado em nitrato e lixiviado para águas subterrâneas. Além disso, uma parcela considerável do N dos dejetos é liberada como amônia, substância volátil que exerce efeitos nocivos na saúde e desempenho dos suínos e homens (SCHIFFMAN, 1998; VERSTEGEN & JONGBLOED, 2002).

Além da potencial poluição que os resíduos gerados pela suinocultura podem causar aos mananciais e ao solo, existe ainda os problemas em relação a qualidade do ar, que podem ser relativos a ocorrência de emissões gasosas que afetam localmente os moradores da região onde os animais estão alojados e contribuem para a ocorrência do efeito estufa (SANTANA, 2005).

A digestão anaeróbia pode constituir-se em uma alternativa para a atenuação dos impactos das águas residuárias de suinocultura, desde que se considerem no projeto e implantação, as características físicas, químicas e microbiológicas dos dejetos produzidos, associados ao tipo de reator a ser utilizado, as possibilidades de disposição final do efluente e a disponibilidade de mão de obra preparada para a operação do sistema de tratamento na propriedade rural.

2.3. Aspectos gerais do processo de digestão anaeróbia

O tratamento anaeróbio envolve o uso de um consórcio microbiano para a redução da matéria orgânica na ausência de oxigênio. O sucesso do tratamento

anaeróbio requer um balanço microbiológico entre o crescimento rápido das populações de acidogênicas e o crescimento lento das metanogênicas. O baixo crescimento das metanogênicas requer uma eficiente retenção de biomassa (NDON & DAGUE, 1997).

No processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica ocorre a degradação desta em condições de ausência de oxigênio, onde os aceptores de elétrons inorgânicos utilizados são NO_3^- (redução de nitrato), SO_4^{2-} (redução do sulfato) ou CO_2 (formação de metano), sendo que a formação de metano só ocorre na ausência de aceptores de elétrons como oxigênio, nitrato e sulfato disponíveis (CHERNICHARO, 1997).

Segundo AUSTERMANN-HAUN & SEYFRIED (1994), apud PARAWIRA, et al. (2004), a digestão anaeróbica é realizada por um conjunto de microrganismos que participam do processo em uma interação sintrófica, onde cada grupo possui um comportamento fisiológico distinto. As etapas da digestão anaeróbia estão apresentadas abaixo:

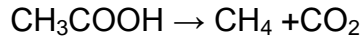
Na primeira fase, pelo fato das bactérias serem seres vivos simples incapazes de assimilar compostos orgânicos complexos, como lipídeos, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucléicos, esses são hidrolisados para que sejam obtidos materiais dissolvidos mais simples (ácidos graxos, monossacarídeos, aminoácidos, purinas e pirimidinas), que possam atravessar a parede celular das bactérias (METCALF & EDDY, 2003).

Na etapa da acidogênese (ou fermentação), esses compostos orgânicos simples, uma vez no interior das bactérias fermentativas, são metabolizados e convertidos em ácidos graxos voláteis, alcoóis, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas (METCALF & EDDY, 2003; FORESTI, et al. 1999).

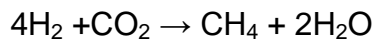
Quanto à acetogênese, as bactérias acetogênicas oxidam os produtos das fases anteriores obtendo como produto final o hidrogênio, dióxido de carbono e o acetato. A liberação de uma grande quantidade de hidrogênio durante a formação de ácido acético e propiônico, acidifica o meio (METCALF & EDDY, 2003; CHERNICHARO, 1997).

Conforme CHERNICHARO (1997), FORESTI, et al. (1999) e METCALF & EDDY (2003), na metanogênese a última fase do processo da digestão anaeróbia, o hidrogênio, dióxido de carbono e o acetato são finalmente convertidos em metano, sendo que essa transformação pode ocorrer através dos seguintes microrganismos:

- *Arquéias metanogênicas acetoclásticas*: são capazes de formar metano através do ácido acético, responsável pela formação de sua maior parcela, com cerca de 60 a 70% da produção total;



- *Arquéias metanogênicas hidrogenotróficas*: realizam a conversão do hidrogênio e o dióxido de carbono em metano.



Outra etapa que pode ocorrer na digestão anaeróbia é a sulfetogênese, processo pelo qual o sulfato e outros compostos formados a base de enxofre são utilizados para a geração de sulfeto, onde o grupo de bactérias responsáveis por tal transformação é muito versátil, capazes de utilizar diversos tipos de substratos, dentre esses, toda a cadeia de ácidos graxos voláteis, diversos ácidos aromáticos, hidrogênio, metanol, etanol, glicerol, açúcares, aminoácidos e vários compostos fenólicos (CHERNICHARO, 1997; FORESTI, et al. 1999).

Entretanto, essa presença de sulfato faz com que as bactérias sulforedutoras consumam, além do hidrogênio e do acetato, muitos dos compostos intermediários, passando a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas, o que acaba atrapalhando todo o processo de digestão (CHERNICHARO, 1997).

2.4. Sistemas que utilizam tratamento anaeróbio

Os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, devido às condições da realidade brasileira, são muito utilizados, pois, possuem dentre seus benefícios, o clima do país, baixos custos de implantação e operação o que acaba proporcionando uma alta relação custo/benefício (ANDRADE NETO, 1997).

Assim, METCALF & EDDY (2003) citaram muitos exemplos de águas residuárias passíveis de serem tratadas por via anaeróbia, dos quais, se destacam os abatedouros e frigoríficos, cervejarias, destiladoras de álcool, esgoto doméstico, fabricação de produtos químicos, indústrias de papel e celulose, indústrias de refrigerantes, laticínios,

processamento de peixes, produção de açúcar e dejetos e águas residuárias da produção animal .

Os digestores anaeróbios têm sido largamente aplicados para o tratamento de resíduos sólidos, incluindo culturas agrícolas, dejetos de animais, lodos de ETEs e lixo urbano, estimando-se que milhões de digestores anaeróbios tenham sido construídos em todo o mundo com esse propósito.

O tratamento anaeróbio é mais atrativo para os países de clima tropical e subtropical, que são principalmente os países em desenvolvimento. As diversas características favoráveis dos sistemas anaeróbios, passíveis de serem operados com elevados tempos de retenção de sólidos e baixíssimos tempos de detenção hidráulica, conferem aos mesmos um grande potencial para a sua aplicabilidade em tratamentos de águas residuárias de baixa concentração. São também tecnologias simples e de baixo custo, com algumas vantagens quanto à operação e à manutenção.

A seguir, na Tabela 2 seguem as principais características dos sistemas anaeróbios, conforme as suas vantagens e desvantagens em relação aos aeróbios.

Tabela 2. Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios

| Vantagens | Desvantagens |
|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> • baixa produção de sólidos; • baixo consumo de energia; • baixa demanda de área; • produção de metano; • baixos custos de implantação; • possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses; • tolerância a elevadas cargas orgânicas; • aplicabilidade em pequena e grande escala. | <ul style="list-style-type: none"> • as bactérias anaeróbias são suscetíveis à inibição por um grande número de compostos; • a partida do processo pode ser lenta na ausência de lodo de semeadura adaptado; • alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária; • a bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas; • possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis; • possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável; • remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos insatisfatória. |

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (1997).

2.4.1. Vantagens dos sistemas de tratamento anaeróbio

Segundo CHERNICHARO (1997), uma das principais vantagens dos sistemas anaeróbios é que a maior parte da matéria orgânica presente no afluente é convertida em biogás (cerca de 70 a 90%), sendo que apenas 5 a 15% correspondente à biomassa microbiana (parcela do lodo gerado). Em contrapartida, em processos aeróbios a parcela da matéria orgânica convertida em biomassa microbiana pode chegar até a 60%, de acordo com o mesmo autor.

Além disso, o lodo gerado no processo anaeróbio é mais estável, mais concentrado e mais desidratado. A diferença na consistência do lodo aeróbio se deve ao fato de que no lodo anaeróbio predomina o catabolismo, enquanto que no aeróbio, o anabolismo prevalece (ANDRADE NETO, 1997; CHERNICHARO, 1997).

Segundo CHERNICHARO (1997), os sistemas anaeróbios também possuem baixo consumo de energia, geralmente, apenas com uma estação elevatória de chegada; pois, uma vez que não necessitam de aeração, os custos de operação do sistema se tornam baixos quando comparados aos dos processos aeróbios.

De acordo com o mesmo autor, no biogás produzido na digestão anaeróbia, uma parcela se encontra na forma de metano, que pode ser usado para a produção de energia pelo fato de ser um gás combustível com considerável poder calorífico ou, ser simplesmente queimado, evitando-se a sua liberação na atmosfera.

Alguns tipos de indústrias possuem águas residuárias pobres em nutrientes, que são imprescindíveis para o crescimento bacteriano, com isso, caso seja necessário adicioná-los, o custo dessa adição seria extremamente menor em um sistema anaeróbio do que em um sistema aeróbio (METCALF & EDDY, 2003).

2.4.2. Desvantagens dos sistemas de tratamento anaeróbio

Em relação aos pontos desfavoráveis à adoção de sistemas de tratamento anaeróbio, pode ser citada a partida do reator, que é lenta na ausência de lodo de inoculo adaptado, levando em alguns casos, meses para apresentar uma resposta; enquanto que em um reator aeróbio isso ocorre apenas em alguns dias (METCALF & EDDY, 2003).

Segundo PARAWIRA, et al. (2004), o monitoramentos de tratamento podem ser difíceis de serem monitoradas devido ao fato de que como são processos realizados através da interação conjunta de uma bioquímica e microbiologia complexas ainda pouco estudadas, e sensíveis às características ambientais como pH, temperatura e nutrientes presentes no meio

Além dessa sensibilidade por características físicas do meio, as bactérias anaeróbias são extremamente suscetíveis a diversos compostos como alguns sais, amônia, sulfeto, metais pesados, entre outros (CHERNICHARO, 1997).

Tais processos, apesar de serem eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, não são capazes de remover totalmente microrganismos patogênicos e nutrientes eutrofizantes (nitrogênio e fósforo) (ANDRADE NETO, 1997; METCALF & EDDY, 2003).

2.5. Fatores que interferem na digestão anaeróbia

A degradação da matéria orgânica é realizada através de um processo biológico, portanto é necessário criar um ambiente com condições ideais para que esses microrganismos cresçam e se desenvolvam, para de garantir bons níveis de remoção da carga orgânica no reator. Dentre os fatores, devem ser considerados os seguintes: temperatura, pH e a presença de nutrientes e ainda, outros como presença de substâncias tóxicas, oscilações quantitativas e qualitativas das águas residuárias, etc. (FORESTI, et al., 1999; CHERNICHARO, 1997; METCALF & EDDY, 2003).

Pelo fato da digestão anaeróbia ser um sistema sensível devido à sua complexidade e interação entre as bactérias fermentativas e metanogênicas, há a necessidade de um controle mais rigoroso dos fatores citados anteriormente, ou seja, o grau de remoção da matéria orgânica depende de um balanço delicado do sistema ecológico (CHERNICHARO, 1997).

2.5.1 Temperatura

Dentre todos os fatores físicos que afetam a atividade microbiana, a temperatura é um dos mais importantes a serem monitorados, devido à baixa atividade das bactérias

anaeróbias em temperaturas menores a 20°C, além de ser responsável pela alteração no equilíbrio iônico e na solubilidade de substratos, principalmente os lipídeos (FORESTI, et al. 1999).

As temperaturas que garantem taxas de reações biológicas ideais nos reatores, favorecendo o crescimento bacteriano e tornando os sistemas mais estáveis, devem estar entre 25 e 35°C. Este é um dos motivos pelo qual o tratamento anaeróbio é muito mais atrativo em países de clima tropical e subtropical, sendo que o aquecimento do reator seria uma medida inviável (CHERNICHARO, 1997; METCALF & EDDY, 2003).

FERNANDES & OLIVEIRA (2006) trataram água residuária de suinocultura em sistema anaeróbio de dois estágios (ABR+UASB), com TDH de 56 e 28 h e COV de 5,05 e 7,81 kg DQO (m³ d)⁻¹, respectivamente. Os autores obtiveram eficiência de remoção de DQO_{total} e SST de 87 e 86%, respectivamente, para temperatura média de 18,2°C. Mesmo com o diminuição do TDH e aumento da COV, as remoções aumentaram para 95 e 96%, respectivamente, para DQO_{total} e SST com o aumento da temperatura média para 21,6°C.

2.5.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH, a alcalinidade e a concentração de ácidos voláteis estão intimamente correlacionados e devem ser monitorados a fim de garantir um controle adequado dos processos anaeróbios.

Segundo LETTINGA, et al. (1996) apud CHERNICHARO, (1997), o pH pode acabar interferindo o processo anaeróbio de forma direta, em que as suas variações afetam a atividade das enzimas, alterando suas estruturas protéicas, ou também, indiretamente, em que as mudanças do pH podem provocar a alteração de substâncias, aumentando a toxicidade do meio.

A maioria das bactérias se desenvolve em pH próximo da neutralidade, entre 6,5 e 7,5; onde as acidogênicas têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 5,0 e 6,0, mas suportam valores de pH mais baixos; enquanto que as bactérias metanogênicas têm um crescimento ótimo em uma faixa de pH entre 6,6 e 7,4 (CHERNICHARO, 1997; VIEIRA e SOUZA, 1981).

SILVEIRA, et al. (2007) afirma que na realização de seu estudo, as poucas variações de pH e temperatura que ocorreram, foram decisivas para a alta eficiência de remoção de DQO no sistema estudado.

2.5.3 Nutrientes

A quantidade de nutrientes necessários para o crescimento bacteriano é estimada a partir da composição química das células da biomassa, sendo que o nitrogênio e o fósforo são de grande importância para os processos biológicos, pois, são os dois elementos de maior abundância na composição da biomassa microbiana (CHERNICHARO, 1997; METCALF e EDDY, 2003)

Segundo LETTINGA, et al. (1996) apud CHERNICHARO (1997), a proporção de tais nutrientes é realizada com base nos valores expressos em DQO do afluente, em que as seguintes relações podem ser utilizadas:

- Biomassa com baixo coeficiente de produção celular (ex: degradação de ácidos graxos voláteis)

DQO: N: P = 1000: 5: 1;

- Biomassa com elevado coeficiente de produção celular (ex: degradação de carboidratos)

DQO: N: P = 350: 5: 1.

Assim, conforme RAMOS (2008), a quantidade requerida de cada nutriente é variável e se este não atingir a concentração mínima exigida, pode limitar o crescimento dos microrganismos, por outro lado, se a concentração do nutriente exceder determinado valor, ela pode se tornar tóxica, inibindo a atividade e o crescimento bacteriano.

2.5.4. Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica é de fundamental importância por estar diretamente relacionado com a velocidade do processo de digestão anaeróbia, o que por sua vez, depende do tamanho do reator (CHERNICHARO, 1997).

Os valores muito baixos de TDH podem prejudicar o funcionamento do sistema em relação aos seguintes aspectos: perda excessiva de biomassa; redução do tempo de residência celular (idade do lodo); e possibilidade de falha do sistema, uma vez que o tempo de permanência de biomassa no reator pode ser inferior ao tempo de crescimento, incapacitando que se estabeleça uma população estável (PEIXOTO, 2008; SCHOENHALS, et al. 2007).

2.6. Tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura

A suinocultura Brasileira destaca-se no cenário do comércio internacional, pela sua elevada qualidade técnica e produtividade. Com o crescimento da produtividade, cresceram também os problemas decorrentes da disposição dos dejetos, estimando-se uma produção de 32 a 51 milhões de toneladas por ano, os quais apresentam altas concentrações de matéria orgânica (ISHIZUKA, 2003).

Segundo SANTANA (2004), a aplicação de digestão anaeróbia diretamente aos dejetos líquidos brutos ou submetidos ao tratamento primário tem sido indicada com alternativa de tratamento sustentável desses dejetos.

O tratamento anaeróbio de águas residuárias provenientes da criação intensiva de animais pode trazer vários benefícios para o sistema de produção, como a geração de energia, estabilização das águas residuárias e controle de odores. O desafio está na redução de custos e a facilidade de adaptação do sistema de reatores anaeróbios para as aplicações nas propriedades (KESHTKAR et al., 2001).

2.7. Processo anaeróbio em dois estágios

A utilização de sistemas de tratamento anaeróbio de águas residuárias em dois estágios, com reatores de alta taxa, por exemplo UASB, pode levar ao aumento da

eficiência da remoção da matéria orgânica e ao aperfeiçoamento de projetos, uma vez que o sistema pode ser executado com baixos tempos de detenção hidráulica, resultando em unidades de tratamento compactas e de baixo custo.

No Brasil foram realizados vários trabalhos (OLIVEIRA & FORESTI, 1998; RAMIREZ et al., 2001; PEREIRA, 2003; RAMIRES, 2005; SANTANA & OLIVEIRA, 2005; FERNANDES & OLIVEIRA, 2006; SANTANA, 2008) com reatores UASB em dois estágios para o tratamento de água residuárias de suinocultura com SST de 0,5 a 15 g L⁻¹, aplicando TDH de 8 a 48 h, obtendo-se redução de DQO e SST predominantemente, acima de 80% com estabilidade.

O processo anaeróbio de dois estágios, segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), consiste em dois reatores em série, um para a hidrólise parcial da matéria orgânica particulada e o outro para digerir os compostos solúveis formado no primeiro reator. O primeiro reator hidrolítico, com velocidade ascensional relativamente baixa, conterà lodo floculento. A matéria orgânica particulada do afluente poderá ser adsorvida e parcialmente hidrolisada nos flocos e reintroduzida como compostos solúveis na fase líquida, os quais serão tratados num segundo reator. A eficiência de remoção de sólidos suspensos no primeiro reator será maior do que a remoção de matéria orgânica solúvel e será necessária a descarga periódica do excesso de lodo.

Contudo, a utilização de sistemas de tratamento anaeróbio de águas residuárias, com reatores de alta taxa (por exemplo UASB) em dois estágios, pode proporcionar o aumento da eficiência da remoção da matéria orgânica e sólidos suspensos, de 90% a 98% e o aperfeiçoamento de projetos, uma vez que o sistema pode ser executado com baixos tempos de detenção hidráulico, resultando em unidades de tratamento compactas e de baixo custo. Além disso, pode-se aumentar a eficiência de remoção de patógenos, P e N, e produção de metano (RAMIREZ et al. 2001; PEREIRA, 2003; RAMIRES, 2005; SANTANA & OLIVEIRA, 2005; FERNANDES & OLIVEIRA, 2006; SANTANA, 2008).

SANTANA & OLIVEIRA (2005) avaliaram o desempenho de dois reatores UASB, em escala piloto, com volumes de 908 e 188 L, com TDH de 62,3 e 31,1 h no primeiro reator e de 12,9 e 6,5 h no segundo reator, e COV na faixa de 3,40 a 14,44 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹ no primeiro reator e de 2,25 a 18,70 kg DQO_{total} m³ d⁻¹ no segundo reator, com águas residuárias de suinocultura com concentrações médias de SST de 2.216 mg L⁻¹ a

7.131 mg L⁻¹. As eficiências médias de remoção para o sistema de tratamento anaeróbio variaram de 86 a 93 % e de 87 a 88 % para a DQO_{total} e SST, respectivamente. As produções volumétricas de metano variaram de 0,594 a 1,130 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹ para o primeiro reator e de 0,144 a 0,513 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹ para o segundo reator.

Em trabalho recente, SANTANA (2008) obtiveram remoções de DQO de 81 a 91%, de SST de 83 a 96%, de NTK de 46 a 65%, de N-org. de 68 a 88%, de P-total de 48 a 73%, de Cu de 59 a 82% e de Zn de 54 a 69%, tratando águas residuárias de suinocultura com DQO de 10,8 a 21,5g L⁻¹ e SST de 5,3 a 11,5 g L⁻¹, em reatores UASB em dois estágios com TDH de 39 e 20 h. As produções de metano variaram de 0,4 a 1,0 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹. O número de coliformes termotolerantes foi reduzido, na média, de 2,2 x 10⁸ a 8,4 x 10⁶ NMP/100mL no afluente para 2,3 x 10⁵ a 2,4 x 10⁷ NMP/100mL no efluente.

URBINATI & OLIVEIRA (2008) avaliaram o desempenho de dois reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), instalados em série, em escala piloto (com volumes de 908 L e 188 L para o primeiro e segundo reatores, respectivamente), no tratamento de águas residuárias de suinocultura, com concentrações médias de DQO de 3734 a 26707 e de SST de 1417 a 13060 mg L⁻¹, e submetidos a TDH de 48, 24 e 16 h no primeiro reator e de 9,9; 5,0 e 3,3 h no segundo reator.

As eficiências médias de remoção de DQO_{total} variaram de 66% a 88% no primeiro reator e de 36% a 73% no segundo reator, resultando em valores médios de 86% a 96% para o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, operado com COV de 5,5 a 40,1 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹ no primeiro reator e de 4,5 a 29,7 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹ no segundo reator. As produções volumétricas de metano variaram de 0,318 a 0,805 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹ no primeiro reator e de 0,196 a 0,288 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹ no segundo reator.

RODRIGUES et al. (2010), avaliaram o desempenho de um sistema de tratamento de águas residuárias de suinocultura constituído de um decantador (com um volume de 7,4 m³) seguido de reator anaeróbio UASB (com um volume de 11,5 m³). Os valores médios de SST no afluente foram de 8,6 g L⁻¹, reduzindo para 2,7 e 0,9 g L⁻¹ no decantador e reator UASB, respectivamente. As eficiências médias de remoção de

DQO_{total} no reator UASB foram de 85%, para cargas orgânicas volumétricas (COV) de 1,1 a 17,5 g DQO m⁻³ d⁻¹. A eficiência de remoção global do sistema para DQO_{total} foi de 92%. As eficiências médias de remoção de SST no decantador e reator UASB, foram de 62,7 e 63,1%, respectivamente.

2.8. Pós-tratamento aeróbio de efluentes de reatores UASB

Os reatores anaeróbios em geral não produzem efluentes que se enquadrem completamente nos padrões da legislação ambiental (CHERNICHARO, 2001).

A Resolução CONAMA nº357 (BRASIL, 2005) fixa que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente nos corpos d'água, com a concentração de N-amoniaco de no máximo de 20 mg L⁻¹. Embora não haja restrição quanto ao fósforo nos efluentes, a Resolução nº 357 do CONAMA fixa que nas águas doces o teor máximo de fosfato deve ser de 0,025 mg L⁻¹ de P (CALLADO & FORESTI, 2003)

Sendo assim, o pós-tratamento aeróbio é necessário para completar a remoção da matéria orgânica e proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados durante o tratamento anaeróbio como nutrientes e patógenos (CHERNICHARO, 1997).

Os organismos patogênicos presentes nas águas residuárias são numerosos (incluindo vírus, bactérias, protozoários e helmintos) e de detecção trabalhosa e demorada. O subgrupo das bactérias coliformes termotolerantes é usado como o indicador de poluição fecal mais importante e confiável da qualidade sanitária, sendo associada ao seu número certa probabilidade de presença de organismos patogênicos (OLIVEIRA et al. 1999).

A associação de reatores anaeróbios e aeróbios constitui em um sistema de tratamento de águas residuárias que integra processos anaeróbios e aeróbios, representando tecnologia recente e de extraordinária aplicabilidade, face à elevada eficiência do sistema, conjugada a uma substancial redução de custos, comparado às alternativas mais tradicionais.

A utilização do reator aeróbio seqüencial em batelada (RBS) é uma alternativa tecnológica capaz de proporcionar as variações das condições ambientais necessárias para a remoção biológica de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo (BERNET et

al. 2000).

A operação de reatores seqüenciais em batelada aeróbio (RBS) tem demonstrado ser uma boa opção para o sistema combinado de tratamento, podendo promover a oxidação da matéria orgânica, a nitrificação, a desnitrificação e a remoção biológica do fósforo, uma vez que é possível ajustar as fases dos ciclos, promovendo-se período aeróbio, anóxico e anaeróbios (ARORA et al. 1983).

CYBIS & PICKBRENNER (2004) avaliaram o desempenho de três reatores RSB alimentados com esgoto sintético tratado em RSB anaeróbio (volume de 15 L). Os três reatores RSB (volume de 10 L cada) foram operados com diferentes tempos de enchimento e reação (anaeróbia, aeróbia e anóxica), sedimentação, retirada e repouso, com ciclos operacionais de 12 h (2 ciclos diários) e o RSB anaeróbio com ciclos operacionais de 6 horas (4 ciclos diários). As eficiências de remoção de DQO, SST e nitrificação foram acima de 80%.

Segundo VAN HAANDEL & MARAIS (1999), o sistema combinado anaeróbio-aeróbio tem grande potencial de redução de custos de construção e operacional. Ainda devido à remoção de grande parte do material orgânico do afluente no tratamento anaeróbio, a necessidade de oxidação do material orgânico residual no sistema aeróbio complementar é muito menor do que aquela necessária para o tratamento de esgoto sem tratamento anaeróbio precedente. Ao mesmo tempo, a unidade anaeróbia atuará como tanque de equalização, o que irá reduzir as oscilações da demanda de oxigênio e resultará em diminuição adicional da capacidade de aeração necessária.

Os compostos nitrogenados podem ser removidos de efluentes por intermédio de tratamentos químicos, físicos ou biológicos. Dentre os sistemas biológicos para a remoção de nitrogênio, o processo de nitrificação/desnitrificação é o que vem sendo estudado e utilizado há mais tempo; entre essas duas etapas, a nitrificação é aquela que necessita de maior atenção visto que envolve a necessidade de um suprimento de oxigênio suficiente para manter o processo em condições adequadas para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes; além disso, as bactérias oxidadoras de amônio envolvidas no processo tem baixa velocidade de crescimento, o que delonga o período de partida dos reatores (GRUNDITZ & DALHAMMAR, 2001).

TORRES & FORESTI (2001) apresentaram estudo de uma planta piloto, composta por sistema combinado UASB-RBS, visando nitrificação e remoção de

fósforo. O reator UASB operou com TDH de 6 h e o RBS aerado teve seu tempo de aeração variando entre 2 e 22 h. A remoção global de DQO foi de 92% e de 86% para SST com 10 h de aeração e de 91% e 84% com 2 h de aeração. Já para a conversão de nitrogênio, a remoção variou bastante em função do tempo de aeração. Com 10 h de aeração houve conversão de 100% de NH_4^+ e 89 % de NTK.

Para um período de aeração de 4 h houve conversão de 98% de NH_4^+ e 80% de NTK. Com aeração de 2 h alcançou-se conversão de 68% de NH_4^+ e 64 % de NTK. A concentração de oxigênio foi mantida sempre acima de 3,5 mg/L. O N-total no efluente variou entre 30,6 e 59,3 mg L⁻¹.

DENG et al. (2007) avaliaram sistemas de tratamento combinados usando reator UASB, com volume total de 17,7 L, seguido de RBS aeróbio, com volume total de 12,5 L e volume de trabalho de 10 L; no tratamento de águas residuárias de suinocultura com DQO de 6561 mg L⁻¹; N-amoniaco de 720 mg L⁻¹, NT de 997 mg L⁻¹ e P-total de 125 mg L⁻¹. O RBS foi operado com ciclos de 8 h, com 4 h de aeração, 2 de sedimentação, 1 de repouso e 1 da retirada do sobrenadante. Os autores verificaram que o RBS alimentado com o efluente digerido no reator UASB foi pouco eficiente em termos de remoção de DQO, nitrogênio e fósforo, Após algumas modificações nas condições operacionais, nas quais o RBS foi alimentado com efluente do reator UASB acrescido do afluente bruto na proporção de 1:2, houve melhorias nas eficiências de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo com valores médios de 94,3; 98,8; e 70,6%, respectivamente, no sistema de tratamento combinado (UASB-RBS).

SANTANA (2008) verificou num sistema de tratamento combinado com reatores UASB em dois estágios (R1 + R2) seguidos de um reator em batelada seqüencial (R1+R2+RBS), tratando águas residuárias de suinocultura, eficiências de remoção 91 a 97% para DQO, 92 a 98% para SST, 71 a 89% para NTK e 86 a 91% para N-amoniaco. As reduções de coliformes totais e termotolerantes variaram de 90,90 a 99,99% e de 93,80 a 99,99%, respectivamente. O número de coliformes termotolerantes foi reduzido, na média, de $8,4 \times 10^6$ no afluente, para $2,3 \times 10^3$ NMP/100 mL no efluente do RSB.

OLIVEIRA et al. (2008) tratando águas residuárias de suinocultura em reatores UASB em dois estágios seguidos de um reator RBS obteve efluentes com concentrações de coliformes termotolerantes abaixo de $2,4 \times 10^3$ NMP/100 ml, que

poderia ser utilizado como água de irrigação, segundo a resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, que tolera até 4000 NMP/100 mL, em corpos de água da classe 3, dos quais podem ser captadas águas doces para a irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras.

Para a utilização de águas residuárias tratadas na irrigação, a Organização Mundial da Saúde (OMS) orienta com os seguintes critérios: (i) irrigação irrestrita: $\leq 10^3$ coliformes termotolerantes (Cter)/100 mL e para (ii) irrigação restrita: $\leq 10^4$ *E.coli*/100 mL.

Desta forma, é evidente a importância da utilização de processos combinados anaeróbio-aeróbio e o pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura para atender aos padrões físico-químicos e microbiológicos exigidos pela legislação ambiental. Tanto para aplicação no solo, como fonte de nutrientes e água para a planta, quando for possível, assim como para a disposição final em cursos d'água, quando for necessário, em virtude de inexistência de área de terra suficiente para a disposição adequada no solo ou quando não for época de adubação e/ou irrigação de culturas agrícolas.

2.9. Reúso de águas residuárias de suinocultura na agricultura

A disposição de águas residuárias de animais no solo é muito usada no mundo, principalmente na Europa e nos Estados Unidos, tanto como técnica de tratamento por escoamento superficial quanto na fertilização de solos cultivados. No Brasil, ela tem sido muito usada na fertirrigação de culturas exploradas em regiões produtoras de suínos e bovinos, criados em sistema de confinamento (FREITAS, 2004).

Segundo ISHERWOOD (2000), os fertilizantes são responsáveis em geral por 30% e em alguns países, por até 50% da produção agrícola. O emprego de águas residuárias na irrigação pode reduzir os custos de fertilização das culturas, bem como o nível requerido de purificação do efluente e, conseqüentemente, os custos de seu tratamento, já que as águas residuárias contêm nutrientes e o solo e as culturas comportam-se como biofiltros (HARUVY, 1997).

O nitrogênio (N) é um dos principais constituintes do esterco líquido de suínos. Aproximadamente 50% de N estão na forma mineral (BARCELLOS, 1992), e ao ser aplicado tem efeito imediato no crescimento das plantas.

A elevada capacidade de absorção de N das gramíneas, em função do seu sistema radicular abundante, constitui-se numa importante estratégia para a reciclagem desse nutriente durante a entressafra, e para redução dos riscos de contaminação do lençol freático por nitrato (SÁ, 1996; AMADO et al. 2002).

Porém aplicações contínuas de altas cargas de águas residuárias da suinocultura podem igualmente resultar em entupimento de macroporos, dificultando a infiltração de água e a troca de gases entre a atmosfera e o solo, além de acarretar aumento na concentração de sais no solo, principalmente de sódio, potássio e bicarbonatos (MATOS et al. 1995) e contaminar o solo com microrganismos patogênicos e metais (por exemplo, Cu, Mn e Zn) e o lençol freático com nitrato.

FREITAS et al. (2004), estudando o efeito de aplicação de águas residuárias sobre a produção do milho para silagem, observaram que os valores de pH no solo permaneceram inalterados com a adição de águas residuárias. Os níveis de fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu) e zinco (Zn) no solo aumentaram com a aplicação de águas residuárias da suinocultura. No entanto, deve-se atentar para o risco de salinização e de alteração na capacidade de infiltração de água no solo, relacionada ao aumento da razão de adsorção de Na. O nível de ferro (Fe) praticamente não foi alterado e a concentração de nitrato excedeu aos padrões de potabilidade de 10 mg L^{-1} no final do ciclo da cultura, indicando grande risco de contaminação de águas subterrâneas decorrentes de plantios subseqüentes.

Desta forma para evitar a adição de nutrientes em quantidades superiores as exigidas pelas culturas e, muitas vezes, até superiores a capacidade de retenção do solo, recomenda-se equacionar a dose do resíduo orgânico a ser aplicado tomando por base o nutriente cuja quantidade será satisfeito com menor dose. É preciso considerar, além da disponibilidade de nutrientes determinada pela análise do solo, a exigência da cultura e a concentração de nutrientes nos resíduos. Além disso, a maior parte das propriedades agrícolas não possuem área suficiente para distribuir dejetos, de acordo com a recomendação estabelecida pela legislação, que é de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (SANTANA, 2005).

Águas residuárias com elevadas concentrações de sólidos em suspensão podem acarretar problemas desde a captação até sua distribuição no solo pelos equipamentos de irrigação, que podem sofrer corrosão e apresentar entupimentos, acarretando diminuição da vida útil e baixas uniformidades de distribuição de água no solo. Sistemas de irrigação por aspersão e localizada podem ser vantajosos na distribuição de águas residuárias, se existirem preocupações com seu manejo, como formas de tratamento e filtração (GONÇALVES, 2006).

FREITAS *et al.* (2005) avaliaram o efeito da aplicação de quatro lâminas de água e águas residuárias de suinocultura, bruta (ARB) e peneirada (ARP), nos componentes de produção da cultura do milho para silagem. Verificaram produtividades médias de matéria verde nos tratamentos ARB e ARP equivalentes a 45 e 46 t há⁻¹, cerca de 51 e 52 % superiores à testemunha, respectivamente. Também observaram que a aplicação das águas residuárias de suinocultura aumentou significativamente a altura de plantas, índice de altura de espigas e ainda peso de espigas.

FRIGO *et al.* (2005) estudaram o efeito da fertirrigação com águas residuárias de suinocultura (ARS) em quantidades de 0, 25, 50 e 75% do volume irrigado na cultura da soja, e obtiveram aumento de 16% na produtividade com as duas maiores doses de ARS. Observaram que a ARS induziu maior absorção de nitrogênio e menor de potássio na cultura da soja.

Pesquisa desenvolvida por LEITE (2005), utilizando dejetos líquidos de suínos na aplicação em área de cana-de-açúcar, observou que a dosagem de 40 m³/ha equivaleu à adubação química, sendo que as aplicações de 80, 120, 160 e 200 m³/ha apresentaram produtividades agrícolas superiores, de 76,5% a 96,3% maiores que o tratamento testemunha que foi de 58,10 ton/ha.

A utilização dos dejetos suínos numa propriedade agrícola permite o desenvolvimento de sistemas integrados de produção, que podem corresponder a um somatório de alternativas produtivas, que diversificam as fontes de renda, promovendo maior estabilidade econômica e social (KONZEN 1997). Mas este uso deve levar em conta os aspectos sanitários e ambientais para que seja considerado adequado.

2.10. A cultura do milho

O milho é uma planta de ciclo vegetativo muito variável, sendo que nas condições brasileiras, a cultura apresenta ciclo entre 110 e 180 dias, em função da caracterização dos híbridos em superprecoce, precoce e normal (FANCELLI E DOURADO NETO, 2000).

A produção de milho, no Brasil, tem se caracterizado pela divisão da produção em duas épocas de plantio. Os plantios de verão, ou primeira safra, são realizados na época tradicional, durante o período chuvoso, que varia entre fins de agosto na região Sul, até os meses de outubro/novembro no Sudeste e no Centro-Oeste, enquanto no Nordeste este período ocorre no início do ano.

A safrinha refere-se ao milho de sequeiro, plantado extemporaneamente, em fevereiro ou março, quase sempre depois da soja precoce, predominantemente na região Centro-Oeste e nos estados do Paraná, de São Paulo e de Minas Gerais (EMBRAPA, 2010).

Entre os fatores que afetam as culturas agrícolas, a água exerce papel fundamental na fisiologia das plantas. Atuam em dois processos fisiológicos principais: é responsável pela translocação de assimilados e nutrientes, onde atua como solvente e também é responsável pela regulação térmica das plantas (BULISANI et al. 1987).

De acordo com BULISANI et al. (1987), na floração encontra-se a maior necessidade hídrica da cultura do milho, cerca de 7 a 8 mm dia⁻¹. Este valor tende a diminuir após o período de floração e formação do grão. Caso a planta não receba a quantia de água necessária para seu metabolismo, sua função fisiológica fica alterada, fechando os estômatos.

Em um ciclo completo, a planta necessita em torno de 450 a 800 mm ciclo⁻¹. Ainda segundo os autores, a temperatura também é fundamental no desenvolvimento do grão de milho, com altas temperaturas e umidade elevada, a qualidade da semente diminui, e com elevada temperatura e baixa umidade, há dificuldades na colheita, podendo ocasionar danos à semente.

As máximas produtividades ocorrem quando o consumo de água durante todo o ciclo está entre 500 e 800 mm, com um mínimo de 350-500 mm para que produza sem necessidade de irrigação. Na cultura do milho, em condições de clima quente e seco, o

consumo de água raramente excede 3 mm dia⁻¹, quando a planta apresenta em torno de 30 cm de altura e, no período que vai da iniciação floral a maturação, pode atingir valores de 5 a 7 mm dia⁻¹ (EMBRAPA, 1999).

A cultura do milho se adapta a uma grande diversidade de ambientes. Por ser planta cuja fotossíntese se realiza mediante o ciclo do carbono C4, caracteriza-se por ter alta capacidade de produção de matéria seca, tornando-se atrativa como forragem para a produção animal (RAMOS et al. 2002).

2.11. Milho como planta forrageira

O milho vem sendo utilizado como forragem destinada à alimentação animal há muitos anos. Isto se deve, principalmente, ao seu elevado potencial produtivo, ao grande número de cultivares adaptadas às mais distintas regiões do país e à sua composição nutricional, que pode garantir alto desempenho animal, em decorrência do adequado fornecimento dos níveis ótimos de energia (FONSECA, 2000).

Segundo NUSSIO (1997), tradicionalmente o material mais usado para ensilagem é a planta de milho, devido à sua composição bromatológica preencher os requisitos para confecção de uma boa silagem, como: teor de matéria seca (MS) entre 30% a 35%; mínimo de 3% de carboidratos solúveis na matéria original; baixo poder tampão e boa fermentação microbiana.

A ensilagem de planta inteira de milho deve ser realizada quando a consistência do grão estiver variando entre o estágio pastoso e o farináceo duro, o que corresponde à visualização da linha de leite entre 1/2 e 2/3 (NUSSIO & MANZANO, 1999). Nesse momento a cultura está com 96 a 120 dias após a semeadura e apresenta teor de MS que pode estar variando entre 30 a 40% (VON PINHO & VASCONSELOS, 2003).

O teor de MS do milho aumenta com a maturidade (JOHNSON et al, 2002). A amplitude de variação nos teores de MS indica a idade de corte em concordância com as características de cada cultivar. O ponto de maturidade na colheita afeta a qualidade da silagem de milho, influenciando o conteúdo de umidade e digestibilidade.

O estado de maturação do milho para silagem pode ser determinado pela interfase entre a porção líquida e sólida do grão, geralmente 2/3 de linha de leite. À medida que o milho atinge a maturidade, a linha de leite desce à parte inferior do grão,

no entanto, a composição e valores de energia variam quando se colhe em estados diferentes de maturidade (ROMERO & ARONNA, 2004). Na produção de silagem de milho de boa qualidade deve-se considerar não somente o percentual de grãos na massa ensilada, mas também os demais componentes da planta como um todo (NUSSIO et al. 2001).

A maturidade tem efeito no valor nutritivo, e densidade de compactação (JOHNSON et al. 2002), influenciando fortemente o tipo de fermentação que tem lugar no silo. A silagem feita com alto teor de MS diminui a produção de ácido láctico e se estabiliza em pH mais alto que a silagem com baixo conteúdo de MS. O alto conteúdo de MS aumenta a concentração de MS solúvel na silagem, resultando em aumento da pressão osmótica que inibe o crescimento bacteriano.

Segundo VAN SOEST (1994), a qualidade da silagem também pode ser influenciada, entre outros fatores, pelo processo fermentativo da massa, uma vez que, durante a ensilagem, pode ocorrer redução do valor nutritivo pela respiração, fermentação aeróbia, processos de decomposição ou perdas de efluentes. Entre os parâmetros que determinam boa fermentação, estão como bons indicadores o monitoramento dos valores de pH e concentração de nitrogênio amoniacal (NNH_3/NT).

VAN SOEST (1994), afirmou que o valor nutritivo das forrageiras foi representado pela associação da composição bromatológica, da digestibilidade e do consumo voluntário. Os parâmetros mais utilizados para a avaliação da composição químico-bromatológica foram a proteína bruta (PB), fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA), lignina (LG), extrato etéreo (EE) e cinzas (NUSSIO, 1991). Dentre estas características, a FDN e a FDA, por se referirem à fibra, serviram também de indicativo da digestibilidade dos materiais.

Segundo VILELA (1983), a silagem de milho deveria possuir, em média, de 4 a 7% de proteína bruta. De acordo com McDonald e Wittembury (1973), se o pH na silagem ficasse com valores entre a faixa de 3,8 a 4,2 ocorreriam condições favoráveis ao desenvolvimento de bactérias produtoras de ácido butírico, que se desenvolveriam sobre lactatos e açúcares residuais.

VASCONCELOS (2004) encontrou a PB em 8,1 %; FDN 38,7% e FDA de 26,1% avaliando duas cultivares de milho de diferentes bases genéticas. ALVAREZ (2004) estudando três híbridos de milho encontrou média geral de PB de 6,23%, FDN 55,81%

e FDA 27,44%.

Ao estudar as características químicas associadas à degradabilidade da silagem de 60 cultivares de milho no município de Lavras, MG, FONSECA (2000), verificou as seguintes variações na composição bromatológicas dos materiais: PB de 5,72 a 8,09 %; cinzas de 3,62 a 5,42%; FDN de 44,55 a 66,54%; FDA de 23,26 a 40,33% e degradabilidade efetiva de 47,57 a 58,46%.

III. MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido em três etapas: tratamento de águas residuárias de suinocultura (I), reúso de efluentes (II) e silagem de milho: confecção e avaliações (III).

3.1. Etapa I: Tratamento de águas residuárias de suinocultura

O tratamento de águas residuárias de suinocultura foi realizado nas instalações experimentais e laboratórios da área de Digestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias na Universidade Estadual Paulista - UNESP, Câmpus de Jaboticabal, cujas coordenadas geográficas são: latitude de 21°15'22" S; 48° 18'58" W e altitude de 575 m.

3.1.1. Instalações experimentais

As unidades experimentais foram constituídas por dois conjuntos de reatores UASB em dois estágios. O primeiro conjunto (I) foi composto por dois reatores UASB instalado em série, com volumes de 908 L (primeiro estágio) e 350 L (segundo estágio); e o segundo conjunto (II) também com dois reatores UASB em série, com volumes de 908 L (primeiro estágio) e 188 L (segundo estágio) seguido de um reator operado em batelada seqüencial (RBS), com fase aeróbia, com volume de 3000 L (Figuras 1, 2 e 3).

Cada unidade experimental foi constituída também de caixas armazenadoras de afluente, bomba helicoidal, selos hidráulicos e gasômetros. Para o armazenamento do afluente do conjunto I e II foi utilizado a mesma caixa.



- 1- Caixa armazenadora de afluentes (águas residuárias de suinocultura)
- 2- Reator UASB (R1) – (908 L)
- 3- Reator UASB (R2) – (350 L)
- 4- Gasômetros
- 5- Reator operado em batelada sequencial RBS (3000 L)
- 6 - Reator UASB (R2) – (188 L)

Figura 1. Sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (conjunto I) e sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS) com fase aeróbia (conjunto II).

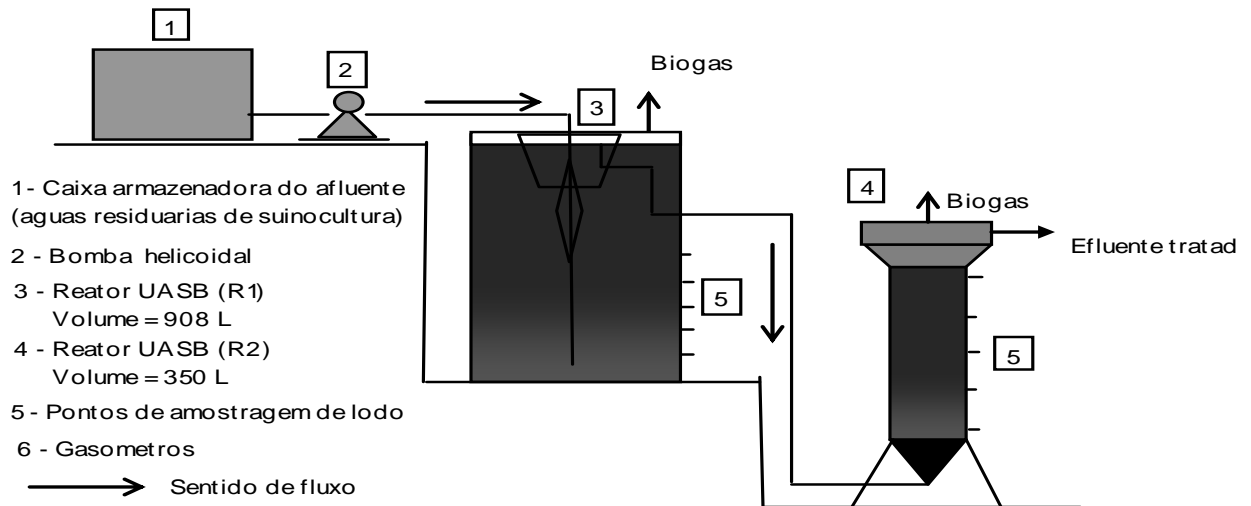


Figura 2. Sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB em escala piloto.

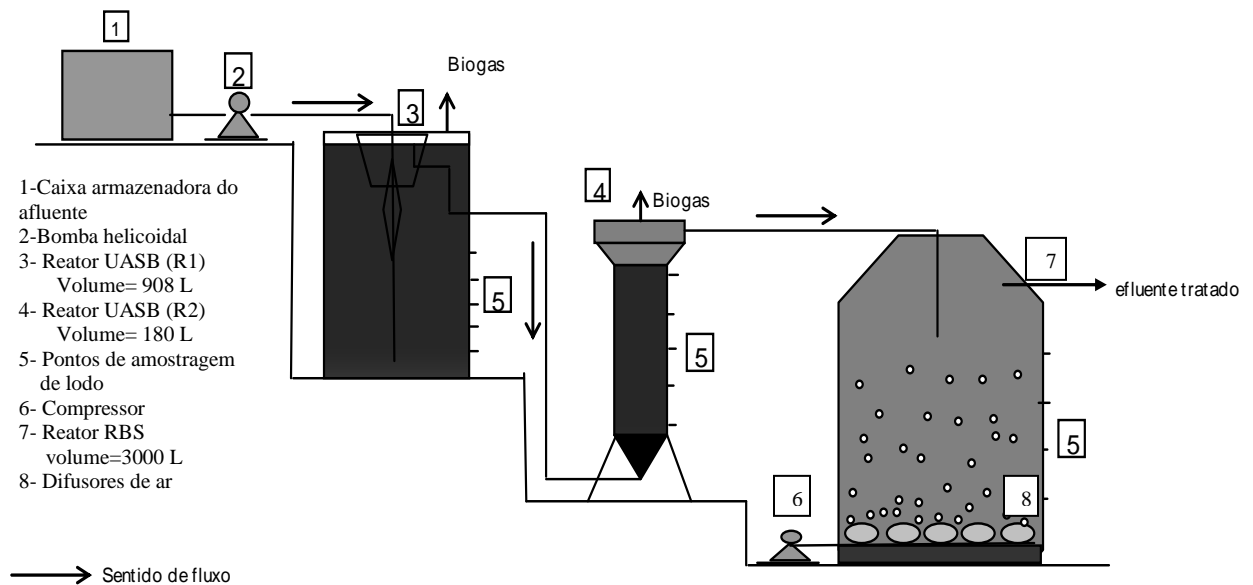


Figura 3. Sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB em escala piloto, seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS) com fase aeróbio.

3.1.2. Afluente dos reatores

A água residuária utilizada como afluente foi coletada diariamente de segunda a sexta-feira, em confinamento de suínos, na fase de terminação, do Setor de Suinocultura da FCAV/UNESP, Câmpus de Jaboticabal e em uma propriedade particular localizado na imediações do Câmpus ambas com lâmina d'água para o escoamento dos dejetos. A água residuária foi peneirada em peneira de aço inox, com malha quadrada de 3,0 x 3,0 mm. O esterco peneirado foi armazenado diariamente em caixas de 1000 L para a alimentação dos reatores UASB.

3.1.3. Condições de operação dos reatores.

As condições operacionais impostas aos reatores UASB durante o experimento estão resumidas na Tabela 3. A operação foi iniciada com o lodo já presente nos reatores e adaptados às águas residuárias de suinocultura, ocupando em torno de 30% do volume em cada reator UASB, e com TDH de 54 h nos primeiros reatores UASB (R1) de cada conjunto.

Tabela 3. Condições operacionais impostas aos reatores UASB em série e RBS, tratando águas residuárias de suinocultura, nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Ensaio | Duração (d) | Conjunto de reatores UASB | TDH (h) | | | COV (gDQO (L d ⁻¹)) | | |
|--------|-------------|---------------------------|---------|------|-----|---------------------------------|------|------|
| | | | R1 | R2 | RBS | R1 | R2 | RBS |
| 1 | 126 | I | 54 | 20,8 | - | 9,95 | 0,95 | - |
| | | II | 54 | 11,2 | 180 | 9,21 | 1,56 | 0,16 |
| 2 | 206 | I | 48 | 18,5 | - | 8,36 | 1,11 | - |
| | | II | 48 | 9,9 | 160 | 7,83 | 1,79 | 0,30 |
| 3 | 103 | I | 42 | 16,2 | - | 8,94 | 1,29 | - |
| | | II | 42 | 8,7 | 139 | 11,60 | 1,96 | 0,26 |
| 4 | 85 | I | 36 | 12,6 | - | 12,86 | 1,58 | - |
| | | II | 36 | 7,5 | 120 | 13,10 | 2,31 | 0,07 |

TDH: tempo de detenção hidráulica, COV: carga orgânica volumétrica;

O reator operado em batelada seqüencial (RBS) foi alimentado continuamente com o efluente do reator UASB (R2) do conjunto II. Os ciclos e condições operacionais estão descritos na Tabela 4. A partida ocorreu com lodo aeróbio já presente no reator e adaptado ao pós-tratamento de efluente de reatores UASB tratando águas residuárias

de suinocultura. No ensaio 1 o RBS operou com distribuidor de ar de bolha grossa, nos ensaios subsequentes o RBS operou com distribuidor de bolha fina.

Tabela 4. Características dos ciclos e condições operacionais que foram impostas ao reator aeróbio em batelada seqüencial (RBS) com alimentação contínua.

| Características dos ciclos operacionais | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 |
|---|----------|----------|----------|----------|
| Tempo do ciclo (h) | 72 | 48 | 48 | 48 |
| Volume de alimentação por ciclo (L) | 1210 | 908 | 1038 | 1210 |
| Volume de alimentação por dia (L) | 403 | 454 | 518 | 605 |
| Tempo de alimentação (h) | 72 | 48 | 48 | 48 |
| Tempo de reação anaeróbia (h) | 59,5 | 35,5 | 35,5 | 35,5 |
| Tempo de reação aeróbia (h) | 10 | 10 | 10 | 10 |
| Tempo de sedimentação (h) | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Tempo de retirada do sobrenadante (h) | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |

3.1.4. Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos não metálicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás.

Na Tabela 5 estão apresentados os exames físicos e as determinações químicas que foram executadas nas amostras compostas dos afluentes e efluentes, nos lodos e no biogás durante os ensaios, bem como as frequências e as fontes das metodologias.

Duas vezes por semana foram coletadas amostras compostas do afluente (nas tubulações de entrada dos primeiros reatores) e efluentes (nas tubulações de saída dos primeiros e segundos reatores) dos dois conjuntos de reatores UASB em dois estágios, as quais foram obtidas a partir de amostras simples (volume de 200 mL) realizadas a cada hora, no período das 8:00 as 14:00h. Em dois ciclos por semana foram coletadas amostras simples na saída do RBS, no momento da retirada do sobrenadante (efluente tratado).

Tabela 5. Exames e determinações, freqüência e fontes das metodologias utilizadas.

| Exames e determinações | Freqüência | Referências bibliográficas |
|---|-------------------|--|
| Afluente e efluentes (UASB e RSB) | | |
| pH | duas por semana | APHA, AWWA, WPCF (1998) |
| Alcalinidade total, parcial e intermediária. | duas por semana | APHA, AWWA, WPCF (1998), JENKINS et al. (1983) |
| Ácidos voláteis totais | duas por semana | DILALLO & ALBERTSON (1961) |
| Sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV) | duas por semana | APHA, AWWA, WPCF (1998). |
| Demanda química de oxigênio (DQO _{total}); DQO da fração dissolvida (DQO _{diss.}) e sólidos suspensos (DQO _{ss}). | duas por semana | APHA, AWWA, WPCF (1998) (método colorimétrico e digestão com refluxo fechado) e OLIVEIRA (1997) |
| Nitrogênio Kjeldal (NK) | duas por semana | APHA, AWWA, WPCF (1998) (método semi-micro Kjeldahl). |
| Nitrogênio amoniacal (N-am.) | duas por semana | APHA, AWWA, WPCF (1998) (método semi-micro Kjeldahl). |
| Nitrogênio orgânico (N-org.) | duas por semana | APHA, AWWA, WPCF (1998) (N org.= NK – N-am.) |
| Fósforo total (P-total) | 1 por semana | APHA, AWWA, WPCF (1998) (método colorimétrico empregando metavanadato e molibdato de amônio). |
| Potássio, cálcio, magnésio, sódio, cobre, ferro, manganês e zinco | 1 por semana | APHA, AWWA, WPCF (1998) (obtenção do extrato utilizando-se digestão em bloco com ácido nítrico e perclórico e posterior leitura em espectrofotômetro de absorção atômica) |
| Coliformes totais e termotolerantes | duas por ensaio | APHA, AWWA, WPCF (1998) (técnica dos tubos múltiplos) |
| Efluente (RBS) | | |
| Nitrito e nitrato | duas por semana | APHA, AWWA, WPCF (1998) (clorimétrico e espectrofotometria na faixa do ultravioleta) |
| Oxigênio dissolvido | duas por semana | APHA, AWWA, WPCF (1998) (eletrodo de membrana) |
| Biogás (UASB) | | |
| Produção | diária | OLIVEIRA (1997) (gasômetros) |
| Composição | semanal | APHA, AWWA, WPCF (1998) (cromatografia gasosa) |
| Lodo (UASB e RBS) | | |
| Sólidos totais (ST) e voláteis (SV) | semanal | APHA, AWWA, WPCF (1998) |

3.1.5. Temperatura

As temperaturas medidas diariamente em dois horários, as 10 h e 15 h, foram as seguintes: ambiente, do ar nas imediações dos reatores; no afluente e nos efluentes dos reatores (R1, R2 e RBS), com o objetivo de verificar a relação entre as mesmas. Mediu-se a temperatura do biogás, na saída dos gasômetros, nos horários de determinações da produção. Também foram obtidas as temperaturas do ar mínima,

média e máxima, referentes aos períodos dos ensaios do experimento, medidas na Estação Agroclimatológica do Departamento de Ciências Exatas da FCAV/UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

3.1.6. pH e alcalinidade

Os parâmetros alcalinidade total (AT), obtidos com a titulação da amostra até pH 4,30; e alcalinidade parcial (AP), com titulação até pH 5,75, foram determinados segundo metodologias descritas por APHA, AWWA, WPCF (1998) e JENKINS et al. (1983). Esta última com o objetivo de distinguir a contribuição relativa do efeito tampão produzido por bicarbonatos. Por meio desta metodologia determinou-se também o valor da alcalinidade intermediária (AI), entre o pH 5,75 e 4,30, o qual foi calculado pela diferença entre a AT e a AP ($AI = AT - AP$) e indicava a alcalinidade devido a presença de ácidos voláteis.

3.1.7. Ácidos voláteis totais (AVT)

A determinação de ácidos por titulometria foi baseada no volume de hidróxido de sódio consumido para elevar o pH da amostra de 4,0 para 7,0. Inicialmente, extraiu-se da amostra o sistema carbônico, reduzindo-se o pH para 3,4 e mantendo-a por 3 minutos em ebulição, conforme descrito por Dilallo & Albertson (1961).

3.1.8. Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO total foi determinada utilizando-se as amostras coletadas do afluente e dos efluentes dos reatores R1, R2 e RBS e submetendo-as ao método colorimétrico e digestão com refluxo fechado em tubos de cultura. Para determinação da DQO dissolvida a amostra bem homogeneizada foi filtrada através da membrana de filtro de fibra de vidro padrão, e o filtrado resultante foi coletado e submetido às metodologias para a determinação de DQO, segundo APHA, AWWA, WPCF (1998). A DQO devido à fração dos sólidos suspensos foi obtida pela diferença entre o valor da DQO total e a DQO dissolvida.

3.1.9. Produção do biogás

A produção do biogás foi determinada pelo volume de biogás produzido diariamente no período diurno, medindo-se o deslocamento vertical dos gasômetros e multiplicando-se pela área de seção transversal interna dos gasômetros. Após cada leitura os gasômetros eram zerados, descarregando-se todo o gás neles armazenado.

Ao término do ensaio 1 os gasômetros dos R1 foram substituídos por gasômetros maiores, pois a produção de biogás era intensa e havia a necessidade de medir o deslocamento vertical dos gasômetros várias vezes ao dia, desta forma evitando possíveis perdas de biogás nos ensaios subsequentes.

No ensaio 1 a correção do volume de gás para as condições de 1 atm e 0 °C foi efetuada por meio da expressão que resulta da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac:

$$\frac{V_0 \times P_0}{T_0} = \frac{V_1 \times P_1}{T_1}$$

Onde:

V_0 = volume corrigido do biogás;

P_0 = pressão corrigida do biogás (10332,72 mm H₂O);

T_0 = temperatura corrigida do biogás, em K;

V_1 = volume do biogás nas condições de leitura (área da base do gasômetro, multiplicada pelo deslocamento vertical lido. As áreas das bases dos gasômetros do conjunto I foram iguais a 0,3426 m² (R1) e 0,09176 m² (R2). Para o conjunto II, foram de 0,09176 m² (R1) e de 0,09176 m² (R2);

P_1 = pressão do biogás no gasômetro, em mm H₂O (pressão atmosférica do local + pressão interna do gasômetro: 20,00 mm H₂O)

T_1 = temperatura do biogás no instante de leitura, em K.

Como a pressão atmosférica média de Jaboticabal é de 9632,43 mm H₂O, resultou na seguinte expressão para a correção do volume de biogás para 0 °C e 1 atm:

$$V_0 = \frac{V_1}{T_1} \times 254,925 \quad \text{Reator 1} \qquad V_0 = \frac{V_1}{T_1} \times 255,16 \quad \text{Reator 2}$$

Nos ensaios 2, 3 e 4 a correção do volume de gás para as condições de 1 atm e 0°C foi efetuada por meio da expressão que resulta da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac:

$$\frac{V_0 \times P_0}{T_0} = \frac{V_1 \times P_1}{T_1}$$

Onde,

V_0 = volume corrigido do biogás;

P_0 = pressão corrigida do biogás (10332,72 mm H₂O);

T_0 = temperatura corrigida do biogás, em K;

V_1 = volume do biogás nas condições de leitura (área do gasômetro multiplicada pela leitura do deslocamento vertical, sendo as áreas de 0,3426 e 0,0941 m², para os gasômetros dos reatores 1 e 2, respectivamente);

P_1 = pressão do biogás no gasômetro, em mm de H₂O (a pressão atmosférica média de Jaboticabal é de 9632,43 mm H₂O e a pressão interna do gasômetro: 27 mm de H₂O, para gasômetros dos reatores 1 e 2, respectivamente);

T_1 = temperatura do biogás no instante da leitura, em K.

Como a pressão atmosférica média de Jaboticabal é de 9632,43 mm H₂O, resultaram as seguintes expressões para a correção do volume de biogás para 0°C e 1 atm, para os reatores 1 e 2, respectivamente:

$$V_0 = \frac{V_1}{T_1} \times 273,67 \quad \text{Reator 1}$$

$$V_0 = \frac{V_1}{T_1} \times 254,82 \quad \text{Reator 2}$$

3.1.10- Composição do biogás

As análises de composição do biogás foram realizadas semanalmente para determinação dos teores de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂). As amostras foram coletadas com uma seringa e posteriormente analisadas em cromatografia de fase gasosa.

Os equipamentos e condições definidos para análises de biogás foram os seguintes:

Equipamentos:

- Cromatográfico FINIGAN GC – 9001
- Detector de condutividade térmica
- Integrador e processador DATA JET SP 4600

Colunas: 1 – Peneira Molecular 13x

comprimento: 3,0m

diâmetro interno: 1/8''

2- Porapack Q

comprimento: 3,0m

diâmetro interno: 1/8''

- Gás de arraste: hidrogênio

Condições de análise

- Vazão do gás de arraste: 35 ml min⁻¹
- Temperaturas: detector 100°C
colunas 60°C
injetor 60°C

3.1.11- Concentrações de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo.

As concentrações de ST e SV foram determinadas semanalmente nas amostras coletadas no perfil dos reatores UASB. As amostras de lodo foram retiradas em 5 pontos de amostragem, instalados ao longo da altura da câmara de digestão, nos reatores 1 e 2, de ambos os conjuntos por meio de orifícios com niples e registros instalados em pontos equidistantes das paredes dos reatores.

Foram medidos 100 mL das amostras de lodo e acondicionados em cadinhos de porcelana previamente tarados e pesados, e então levados à estufa com circulação forçada de ar, à temperatura de 65°C até atingirem peso constante (período de 24 horas, em média). Foram, então, resfriados em dessecador e pesados, obtendo-se o peso seco a partir do qual foi determinada a concentração de ST.

A concentração de SV foi determinada a partir dos materiais secos obtidos após a determinação da concentração de ST. O material seco foi levado à mufla e mantido à temperatura de 600°C, durante um período de 2 horas, em seguida, após resfriamento em dessecador, os materiais foram pesados, obtendo-se o peso seco de cinzas,

determinando-se a concentração de sólidos fixos (SF). A concentração de SV foi obtida por meio da diferença entre ST e SF.

3.2. Etapa II: Reúso

Os experimentos foram realizados em duas épocas distintas, na safrinha de 2009 (experimento I) e na safra de primavera/verão de 2009/2010 (experimento II), com dois sistemas de semeadura, direta (sem preparo do solo) e convencional (com preparo do solo).

3.2.1. Local e implantação da cultura do milho

Esta fase do experimento foi desenvolvida na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Produção da FCAV/UNESP, Câmpus de Jaboticabal (Figura 4). O clima da região, segundo classificação de Koppen, é do tipo Aw, subtropical com chuvas de verão, inverno relativamente seco, com precipitação média de 1400 mm e temperatura média anual de 22 °C. O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho eutroférico (EMBRAPA, 1999).

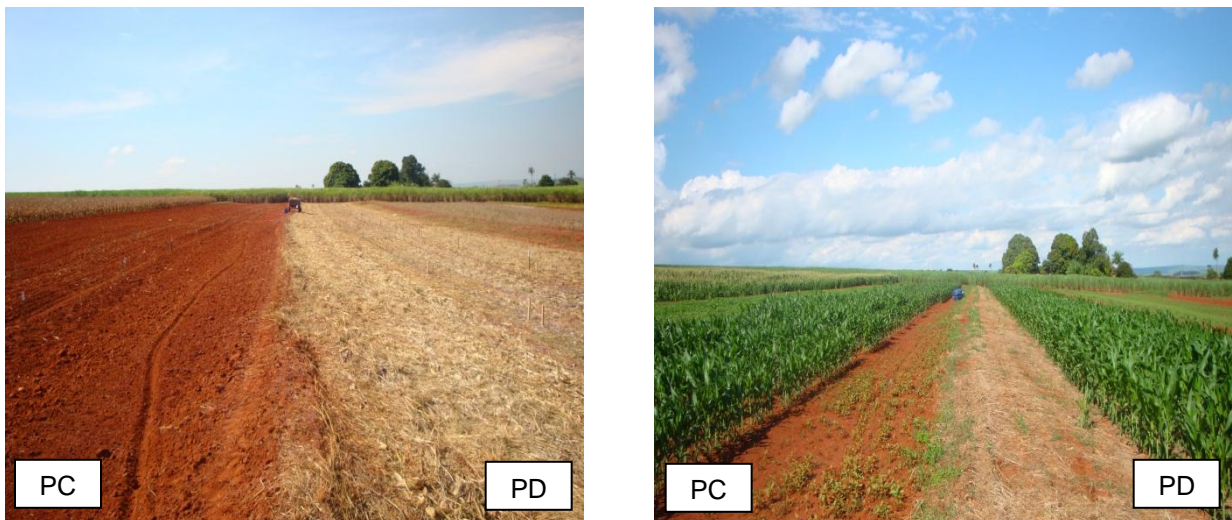


Figura 4. Área experimental na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Produção da FCAV/UNESP, Câmpus de Jaboticabal com sistema de plantio (PD) direto e convencional (PC).

O plantio safrinha foi realizado nos meses de maio a agosto de 2009, e o de safra, nos meses de janeiro a abril de 2010. Foi realizada a calagem, 30 dias antes da implantação da cultura de milho, utilizando-se calcário dolomítico em dose para elevar a saturação por bases (V) a 70%, com base na análise de fertilidade do solo. A cultura empregada foi o milho com aptidão para grãos e silagem, utilizando-se o híbrido simples MAXIMUS TL.

No sistema convencional, em ambos os experimentos, o solo foi preparado com aração e gradagem pesada um mês antes da semeadura, seguida de grade niveladora alguns dias antes da semeadura. Na área com sistema de plantio direto, foi realizada a dessecação do mato com o herbicida Glifosate 30 dias antes da semeadura, tanto na safra como na safrinha. A cultura foi semeada mecanicamente em ambos os experimentos com espaçamento de 0,9 m entre linhas e quantidade de sementes para atingir 60.000 plantas por hectare, colocando-se sempre a semente entre 3 e 5 cm de profundidade. Foi empregada a Semeadora-Adubadora JM 2640 PD Exacta Jumil[®] nos plantios sem a utilização de adubos minerais.

Para a adubação do milho safrinha, levou-se em conta a análise de fertilidade do solo da Tabela 6 e para a adubação do milho safra, levou-se em conta a análise de fertilidade do solo da Tabela 7 e a recomendação de CANTARELLA et al. (1997) para o milho em grãos e silagem, com a produção de matéria seca esperada de 30 a 40 t/ha, o que resultou nas seguintes necessidades por ocasião da semeadura: 20 kg/ha (N), 40 kg/ha (P₂O₅) e 40 kg/ha (K₂O).

Tabela 6. Resultados da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de plantio direto (PD) e convencional (PC), antes da calagem e plantio do milho safrinha, no ano de 2009.

| Sistema de plantio | pH em CaCl ₂ | M O (g/dm ³) | P resina (mg/dm ³) | K | Ca | Mg | H+Al | SB | T | V (%) |
|--------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------------|--|----|----|------|------|------|-------|
| | | | | ----- mmol _c /dm ³ ----- | | | | | | |
| PD | 5,1 | 22 | 28 | 3,7 | 38 | 13 | 41 | 56,5 | 97,5 | 57 |
| PC | 5,1 | 22 | 23 | 4,5 | 33 | 13 | 42 | 51,7 | 93,7 | 55 |

Os fertilizantes utilizados na adubação mineral foram a uréia (44% de N) como fonte de N, superfosfato simples (16% P₂O₅) como fonte de P, e cloreto de potássio-KCl (58% de K₂O) como fonte de K.

Os efluentes dos reatores, que foram utilizados para a adubação da cultura de milho, foram coletados e armazenados diariamente em caixas d'água com tampa e os dejetos brutos foram homogeneizados e coletados no Setor de Suinocultura.

Tabela 7. Resultados da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm nos sistemas de plantio direto (PD) e convencional (PC) antes da calagem e semeadura do milho safrinha, no ano de 2010.

| Sistema de plantio | pH em CaCl ₂ | M O (g/dm ³) | P resina (mg/dm ³) | mmol _c /dm ³ | | | | | V (%) | |
|--------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------------|------------------------------------|----|----|------|------|-------|----|
| | | | | K | Ca | Mg | H+Al | SB | | T |
| PD | 4,7 | 14 | 17 | 1,4 | 21 | 8 | 34 | 30,4 | 64,4 | 47 |
| PC | 4,8 | 18 | 16 | 1,4 | 22 | 8 | 34 | 31,4 | 65,4 | 48 |

No dia anterior às adubações de semeadura e cobertura do experimento I (safrinha 2009), foram realizadas análises para a determinação dos teores de nitrogênio (NK, N-amoniaco, N-NO₃⁻ e N-NO₂⁻) no dejetos bruto e nos efluentes anaeróbios e aeróbios e posteriormente de P e outros minerais.

Os volumes de dejetos bruto (B) e efluentes anaeróbios (An) e aeróbios (Ae), que foram aplicados em substituição ao adubo mineral (M) na semeadura e na cobertura foram calculados com base na quantidade de N-total (N-total= NK+N-NH₄⁺+N-NO₂⁻) presente nos mesmos e no teor de N recomendada pelo Boletim Técnico 100 (CANTARELLA et al., 1997), para a cultura do milho para silagem na safrinha 2009, a partir da análise de fertilidade do solo.

Levando-se em conta os teores de nitrogênio total no dejetos bruto (B), no efluentes anaeróbios (An) e aeróbios (Ae), os quais foram de 1536 mg L⁻¹, 569 mg L⁻¹ e 456 mg L⁻¹, respectivamente, na ocasião da semeadura (Tabela 8). Por ocasião da cobertura, os teores de nitrogênio total foram de 898, 351 e 302 mg L⁻¹, no dejetos bruto (B), efluentes anaeróbios (An) e aeróbios (Ae) respectivamente (Tabela 8).

Tabela 8. Teores de nutrientes aplicados no solo de acordo com o tipo de efluente e ocasião (semeadura ou cobertura), na safrinha 2009.

| Ocasião | Efluente | Macronutrientes | | | | | Micronutrientes | | | |
|---------|----------|-----------------|---------|-----|-----|-----|-----------------|------|------|------|
| | | N-total | P-total | K | Ca | Mg | Cu | Fe | Mn | Zn |
| Sem. | B | 1536 | 598 | 62 | 148 | 141 | 1,71 | 7,15 | 1,45 | 4,08 |
| | An | 569 | 359 | 89 | 64 | 97 | 0,61 | 5,79 | 0,68 | 0,99 |
| | Ae | 456 | 175 | 124 | 35 | 72 | 0,57 | 4,24 | 0,17 | 0,79 |
| Cob. | B | 898 | 547 | 58 | 98 | 134 | 1,47 | 4,79 | 1,28 | 3,78 |
| | An | 351 | 245 | 96 | 59 | 118 | 0,59 | 3,99 | 0,39 | 0,86 |
| | Ae | 302 | 127 | 89 | 33 | 78 | 0,43 | 2,78 | 0,19 | 0,41 |

B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbios e Ae- aeróbios

Para a adubação do milho na safra 2009/2010, os teores de nitrogênio total no dejetto bruto (B), efluentes anaeróbios (An) e aeróbios (Ae) foram de 1002 mg L⁻¹, 423 mg L⁻¹ e 461 mg L⁻¹, respectivamente, na ocasião da semeadura (Tabela 9). Por ocasião da cobertura, os teores de nitrogênio total foram de 502, 226 e 263 mg L⁻¹, dejetto bruto (B), efluentes anaeróbios (An) e aeróbios (Ae) respectivamente (Tabela 9)

Tabela 9. Teores de nutrientes aplicados no solo de acordo com o tipo de efluente e ocasião (semeadura ou cobertura), na safra 2009/2010.

| Ocasião | Efluente | Macronutrientes | | | | | Micronutrientes | | | |
|---------|----------|-----------------|---------|-----|-----|-----|-----------------|------|------|------|
| | | N-total | P-total | K | Ca | Mg | Cu | Fe | Mn | Zn |
| Sem. | B | 1002 | 489 | 54 | 135 | 151 | 1,67 | 9,12 | 1,33 | 4,19 |
| | An | 423 | 298 | 99 | 73 | 81 | 0,64 | 6,44 | 0,39 | 0,99 |
| | Ae | 461 | 112 | 115 | 45 | 49 | 0,45 | 4,45 | 0,09 | 0,65 |
| Cob. | B | 502 | 512 | 45 | 119 | 139 | 1,12 | 5,55 | 1,19 | 4,31 |
| | An | 226 | 345 | 89 | 64 | 88 | 0,51 | 3,31 | 0,30 | 0,91 |
| | Ae | 263 | 264 | 107 | 73 | 67 | 0,39 | 2,02 | 0,19 | 0,35 |

B- dejetto bruto, An- efluentes anaeróbios e Ae- aeróbios

Para as adubações de semeadura e cobertura do experimento II (safra 2009/2010) foram realizadas análises para a determinação dos teores de nitrogênio (NTK, N-amoniacal, N-NO₃⁻ e N-NO₂⁻), fósforo (P) e potássio (K) no dejetto bruto (B), efluentes anaeróbios (An) e aeróbios (Ae).

Os volumes de dejetto bruto (B) e efluentes anaeróbios (An) e aeróbios (Ae), que foram aplicados em substituição ao adubo mineral (M) no plantio e na cobertura, foram calculados da mesma forma que no experimento I (safrinha 2009).

Tomando-se como base para a adubação de plantio e cobertura o teor de N-total presente no dejetto bruto (B) e efluentes anaeróbios (An) e aeróbios (Ae), a quantidade de K exigida pela cultura de milho para silagem não seria atendida. Portanto, com a finalidade de corrigir o déficit de K do dejetto bruto e efluentes anaeróbios e aeróbios, foi adicionado KCl como fonte mineral.

A quantidade de P presente no dejetto bruto (B) e efluentes anaeróbios (An) e aeróbios (Ae) foi suficiente para atender a exigência da cultura de milho para silagem recomendada pelo Boletim Técnico 100 (CANTARELLA et al.; 1997).

Para a adição de KCl, foi levado em consideração o teor de K presente no dejetto bruto e efluentes anaeróbios e aeróbios e no teor de K recomendada pelo Boletim

Técnico 100 (CANTARELLA et al.; 1997) para a cultura do milho para silagem, a partir da análise de fertilidade do solo.

As adubações de plantio e cobertura com adubos minerais (M) também foram calculadas com base no recomendado pelo Boletim Técnico 100 (CANTARELLA et al., 1997) mediante análise de fertilidade do solo.

3.2.2. Delineamento experimental, tratamentos e análise dos resultados

O experimento I (safrinha de 2009) foi conduzido em delineamento de blocos casualizados com cinco tratamentos, quatro repetições e dois sistemas de semeadura (direta e convencional). Os tratamentos foram: 1) adubação com dejetos bruto da suinocultura (B), 2) adubação com efluente anaeróbico (An), 3) adubação com efluente aeróbico (Ae), 4) testemunha absoluta sem adubação (S) e 5) testemunha com adubação mineral (M), com as características apresentadas na Tabela 8.

Tabela 10. Tratamentos aplicados simultaneamente nos sistemas com plantio direto (PD) e convencional (PC), e respectivas fontes de nitrogênio utilizadas para cada tratamento, na adubação de plantio e cobertura do milho.

| Tratamento | Fonte de N |
|------------|--|
| S | ----- |
| M | Uréia (44% de N) |
| B | Água residuária de suinocultura bruta ⁽¹⁾ |
| An | Efluente Amonificado ⁽²⁾ |
| Ae | Efluente Nitrificado ⁽³⁾ |

(1) Proveniente de granja de suínos em fase de terminação manejados em lâmina d'água. (2) Proveniente de tratamento anaeróbico de águas residuárias de suinocultura com reatores UASB em dois estágios. (3) Proveniente de pós-tratamento aeróbico em reator RBS, de águas residuárias de suinocultura tratadas em reatores UASB em dois estágios.

O experimento II (safra de 2009/2010) foi conduzido em delineamento de blocos casualizados com cinco tratamentos, quatro repetições e dois sistemas de semeadura (direta e convencional). Os tratamentos foram: adubação com dejetos bruto da suinocultura + K (B), adubação com efluente anaeróbico + K (An), adubação com efluente aeróbico + K (Ae), testemunha absoluta sem adubação (S) e testemunha com adubação mineral (M) conforme apresentado na Tabela 9.

Tabela 11. Tratamentos aplicados simultaneamente no PD e PC, e respectivas fontes de nitrogênio e potássio utilizadas para cada tratamento, na adubação de plantio e cobertura do milho.

| Tratamento | Fonte de N | Fonte de K |
|------------|--|-----------------|
| S | ----- | ----- |
| M+K | Uréia (44% de N) | KCl (58% de K) |
| B+K | Água residuária de suinocultura bruta ⁽¹⁾ | KCl (58% de K) |
| An+K | Efluente Amonificado ⁽²⁾ | KCl (58% de K) |
| Ae+K | Efluente Nitrificado ⁽³⁾ | KCl (58% de K) |

(1) Proveniente de granja de suínos em fase de terminação manejados em lâmina d'água. (2) Proveniente de tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura com reatores UASB em dois estágios. (3) Proveniente de pós-tratamento aeróbio em reator RBS, de águas residuárias de suinocultura tratadas em reatores UASB em dois estágios.

Cada parcela foi constituída por cinco linhas de seis metros com espaçamento entrelinhas de 0,90 m, perfazendo uma área de 27 m², sendo as duas linhas externas consideradas bordaduras. Desta forma, foram consideradas para as avaliações apenas as três linhas centrais e descartando-se 0,5 m de cada extremidade das linhas internas.

3.2.3. Sistema de fertirrigação

O dejetto bruto e os efluentes anaeróbios e aeróbios foram aplicados no solo com auxílio de uma barra com tubo de polietileno de ¾ de diâmetro de 6 m e comprimento, contendo, a cada 25 cm, um bico microaspersor Agrojet® com saídas de 2 mm de diâmetro para distribuição uniforme do dejetto bruto e dos efluentes anaeróbios aeróbios sobre a linha de semeadura (Figura 5).

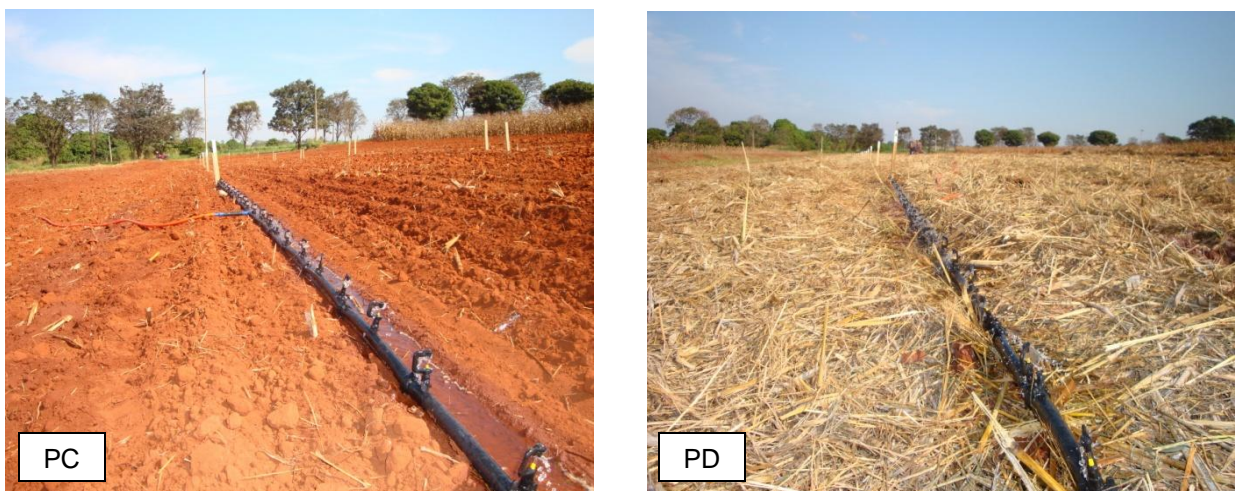


Figura 5. Fertirrigação da cultura de milho em sistema de plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (PD) na safra 2009/2010.

A barra foi acoplada, por meio de uma mangueira de 60 m a uma bomba de diafragma que permanecia dentro do tanque onde se encontrava armazenado o dejetto bruto ou efluente a ser aplicado.

Para calibração, a barra de fertirrigação foi colocada sobre um canal de telha ondulada de fibrocimento, na qual era conduzido o líquido aspergido até um ponto de coleta (Figura 6). Inicialmente, foram realizadas 5 amostragens do líquido após 15 segundos de aspersão e determinou-se o volume do líquido coletado.

Com o valor médio, foi extrapolado o volume do líquido coletado em 15 segundos para 1 minuto, sendo então determinada a vazão em litros/minuto. Este procedimento foi repetido pelo menos duas vezes para cada tratamento com dejetto e efluentes.

Conhecendo-se a vazão, a quantidade de N da amostra e a exigência nutricional da planta de milho, foram feitas as determinações de quanto tempo de aspersão era necessário, com a barra de fertirrigação, em cada linha de planta distribuindo o dejetto bruto e os efluentes anaeróbios e aeróbio.

Sendo assim, foi cronometrado o tempo de aplicação sobre cada linha, para que fosse aplicado o volume de líquido pré-determinado de acordo com o teor de N em cada efluente.

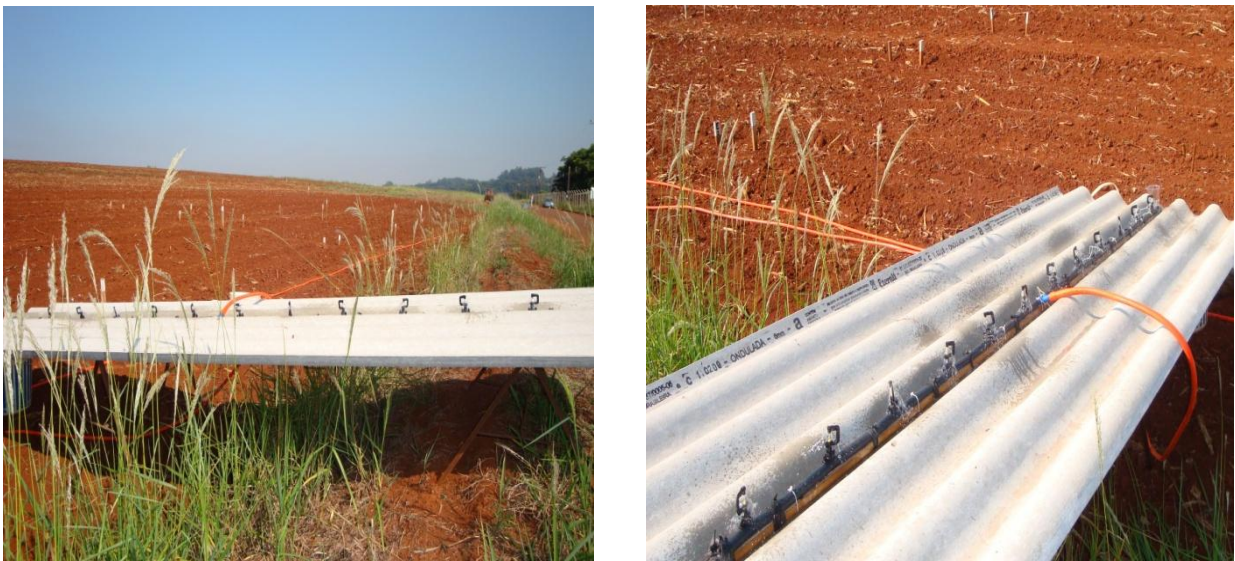


Figura 6. Sistema para determinação de vazão da barra de fertirrigação utilizada para adubação da cultura de milho safrinha 2009 e safra 2009/2010

As aplicações dos adubos líquidos seguiram uma ordem criteriosa, sendo aplicado primeiro o adubo que apresentou menor concentração de coliformes totais e termotolerantes, para que não houvesse contaminação dos demais adubos aplicados. O primeiro adubo líquido aplicado foi o efluente aeróbio, em seguida o efluente anaeróbio, e por último, o dejetos bruto.

O dejetos bruto e os efluentes anaeróbios e aeróbios foram levados para a área experimental por um tanque acoplado a um trator, respeitando-se a mesma ordem usada na adubação, para que não houvesse contaminação. Na área experimental, os adubos líquidos foram armazenados em caixas d'água.

3.2.4. Avaliações no solo e na planta

3.2.4.1. Coliformes no solo

Foram realizados exames de coliformes totais e termotolerantes, antes e após a aplicação dos tratamentos, verificando o decréscimo aos 7, 15, 30, 60 e 90 dias ou até atingir a ausência total de coliformes termotolerantes. Para realizar esses exames, foram coletadas três subamostras na camada de 0 a 5 cm do solo de cada parcela, perfazendo uma única amostra composta para cada um dos tratamentos.

As subamostras foram coletadas e transportadas em recipientes esterilizados ao Laboratório de Microbiologia para análise. Após a homogeneização, uma parte de cada amostra foi coletada para determinação de umidade e outra, para o exame de coliformes, que foi realizado por meio da técnica de tubos múltiplos (APHA, AWWA, WPCF, 1998).

Para realizar o exame, foi necessário diluir 1 g de solo em 90 ml de solução de peptona (1%), que posteriormente foi filtrado em gaze esterilizada. A partir desta etapa, seguem os mesmos procedimentos realizados para águas residuárias, descrito por (APHA, AWWA, WPCF, 1998). Os resultados obtidos foram expressos em NMP (número mais provável de coliformes) g^{-1} TSE (terra seca em estufa), tabulados e interpretados por meio de gráficos e médias.

3.2.4.2. N-inorgânico no solo

No dia seguinte à aplicação de sementeira e ao término do ciclo da cultura de milho de cada experimento (safrinha e safra), foram retiradas amostras para a determinação do N-inorgânico (N-amoniaco, nitrato e nitrito) no solo. Para isso, foram amostrados cinco pontos ao acaso dentro da área útil da parcela, na camada de 0-20 cm, perfazendo ao final uma amostra composta para cada parcela. Em laboratório, as amostras foram homogeneizadas e subdivididas em duas subamostras, uma encaminhada para preservação em refrigerador a -5 °C e posterior análise do N-inorgânico, conforme metodologia de BREMNER & KEENEY (1966), e outra para secagem ao ar e peneiramento, destinando-se à análises de N-total, conforme método de BREMNER (1996) modificado por CANTARELLA & TRIVELLIN (2001), uma vez que exige moagem fina do solo não poderia ser realizada com amostras úmidas.

3.2.4.3. Análise de fertilidade do solo

As amostras retiradas no dia seguinte à sementeira e nas amostragens no final do experimento, na camada de 0-20 cm do solo, após a secagem ao ar e o peneiramento em peneira de 2 mm, foram ainda encaminhadas para análises de rotina para a determinação de P, K, Ca, Mg, segundo descrito por RAIJ & QUAGGIO (2001) e de Fe, Cu, Mn e Zn, segundo ABREU et al. (2001).

3.2.4.4. Atividade da urease no solo

A atividade da urease foi determinada seguindo o método de MAY & DOUGLAS (1976), modificado por LONGO et al., (1991). Para o solo seco ao ar, retiraram-se 3,0 g, adicionando-se 0,5 mL de tolueno e 12,0 mL de água deionizada; em seguida, procedeu-se à incubação a 30°C por 10 min e adicionaram-se 3,3 g L⁻¹ da solução de uréia. Após 1 h de incubação, acrescentaram-se 15 mL de solução de KCl₂ mol L⁻¹, com 5 mg de acetato de fenil mercúrio; agitou-se por 5 min e procedeu-se à filtração. No

filtrado, realizou-se a determinação do teor de N-amoniaco trocável, fazendo-se uso do método de destilação a vapor (BREMNER & KEENEY, 1965).

Para cada tratamento, executou-se um branco, da maneira acima descrita, porém adicionando-se a solução de uréia após a solução de KCl + acetato de fenilmercúrio. Do filtrado foram utilizados 10 mL para a destilação; em seguida, titulou-se com solução padronizada de ácido sulfúrico $0,001 \text{ mol L}^{-1}$.

3.2.4.5. Diagnose foliar

Aos 60 DAS no estágio 4 de desenvolvimento da planta de milho (FANCELLI, 1986), fase de pendoamento da cultura, foi amostrada a folha da base da espiga, de acordo com recomendação de CANTARELLA et al. (1997), em 10 plantas aleatórias de cada parcela, e separado o terço central de cada uma delas para determinação dos teores de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn). Este procedimento foi realizado tanto na safrinha como na safra.

As folhas passaram por lavagem e desinfecção com solução de água e detergente neutro (1 mL L^{-1}), água corrente, água destilada e água deionizada, em seguida foram secas em estufa de circulação forçada (temperatura mantida entre 60 e 70 °C) até obtenção de massa constante e posteriormente submetidas à moagem em moinho tipo Wiley com peneira de 40 mesh.

Após a moagem, procedeu-se a pesagem (3g) e digestão ácida nítrico-perclórica à 150°C para obtenção do extrato a partir do qual foram determinados os teores de todos os nutrientes, exceto o N, conforme MALAVOLTA et al. (1997). Para determinação do nitrogênio, procedeu-se a digestão ácida sulfúrica à temperatura de 300°C, seguida de destilação do extrato obtido, conforme MALAVOLTA et al. (1997).

3.3. Etapa III: Silagem: confecção e avaliações

O milho para confecção da silagem de planta inteira foi colhido quando os grãos apresentaram dois terços da linha do leite e aproximadamente 32% de MS. Foi utilizada uma máquina colhedora regulada para tais procedimentos.

As plantas de milho de cada parcela foi cortadas e transportada, separadamente, para o Setor de Caprinocultura da FCAV/UNESP, onde foi picada. O material picado foi homogeneizado intensamente e ensilado em baldes plásticos com capacidade de 7 L, fechados com tampa plástica e lacrados com fita adesiva. Foi feito um silo (balde) para cada parcela do experimento do campo. A compactação foi realizada com auxílio de bastões de ferro, de modo a atingir densidades de 500 a 600 kg/m³. Os silos foram pesados e armazenados em temperatura ambiente durante 60 dias no Setor de Forragicultura da FCAV/UNESP.

Antes dos silos serem fechados e após a abertura dos mesmos, foram retiradas duas amostras de cada repetição, uma foi preparada de acordo com a metodologia descrita por SILVA & QUEIROZ (2002), para determinação do pH e N-amoniaco. A outra amostra foi pesada e levada para estufa com ventilação forçada a 55°C durante 72 horas. Após esse período, foi novamente pesada, moída em moinho de facas até o tamanho das partículas atingirem menos de 1 mm.

Os teores de matéria seca (MS), proteína bruta (PB), nitrogênio amoniaco em relação ao nitrogênio total e digestibilidade verdadeira *in vitro* da matéria seca (DIVMS) foram determinados conforme os métodos descritos por SILVA & QUEIROZ (2002).

Os teores de fibra em detergente neutro (FDN) e fibra em detergente ácido (FDA) foram avaliados pelo método sequencial segundo as técnicas descritas por VAN SOEST et al. (1991). Na determinação da celulose, foi utilizado o ácido sulfúrico a 72% (VAN SOEST, 1994), enquanto os teores de lignina foram calculados por diferença entre FDA e celulose.

3.4. Atributos avaliados na planta

3.4.1. Avaliações não destrutivas

Na ocasião da colheita das plantas para ensilar foram determinados:

População final de plantas (PFP): o número de plantas em 5 m de três linhas na área útil da parcela foi quantificado e extrapolado para plantas ha⁻¹.

Altura média de plantas (AMP): mediu-se a altura de 10 plantas na área útil da parcela, da base até o ápice da planta (incluindo pendão).

Altura média de inserção da espiga principal (AIEP): com mensuração da altura de inserção da espiga principal em 10 plantas da área útil da parcela, da base até a inserção desta.

Porcentagem de plantas acamadas ou quebradas: contou-se o número de plantas acamadas (ângulo superior a 20° com a vertical) ou quebradas abaixo da espiga ou panículas e os valores encontrados foram expressos em porcentagem.

3.4.2. Avaliações destrutivas

Na ocasião da colheita da planta para ensilar, foram avaliados atributos relacionados aos componentes da produção como:

- número de fileiras de grãos por espiga (NFGE),
- número de grãos por fileira (NGF),
- número de grãos por espiga (NGE),
- massa de grãos por espiga (MGE),
- comprimento médio da espiga sem palha (CE) e
- massa de 100 grãos (M100).

Os componentes da produção foram determinados pela média de 5 espigas da área útil da parcela. A massa de 100 grãos foi obtida pela média da pesagem de 3 amostras por parcela (corrigida a 13% de umidade).

IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Etapa I: Tratamento de águas residuárias de suinocultura

4.1.1. Temperatura

Na Tabela 12 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) da temperatura média diária do ar durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

No ensaio 1, que se deu de 17/02/09 a 30/06/09, a temperatura média diária foi de 26,2°C, variando de 16,3°C a 32,8°C.

Durante o ensaio 2, realizado de 15/09/09 a 9/04/10 a temperatura média diária foi de 28,2°C, variando de 21,5°C a 35,7°C.

No ensaio 3, a temperatura média diária foi de 25,6°C, variando de 16,6°C a 33,8°C e compreendeu o período de 13/04/10 a 25/07/10. No ensaio 4, que se deu de 16/08/10 a 09/11/10, a temperatura média diária foi de 26,9°C, variando de 15,1°C a 32,6°C.

Tabela 12. Valores médios e coeficiente de variação (CV) da temperatura média diária do ar durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Temperatura ° C | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 | Teste F | CV(%) |
|-----------------|----------|----------|----------|----------|----------------|-------------|
| Média | 26,2 b | 28,2 a | 25,6 b | 26,9 b | 49,23** | 10,9 |

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); *: p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: p>0,05 (não significativo no nível de 5% de probabilidade).

Verificou-se que a temperatura média diária do ar durante os ensaios 2 foi significativamente ($p<0,01$) maior do que durante os ensaios 1, 3 e 4. Entre os ensaios 1, 3 e 4, não houve diferença significativa ($p>0,05$) e os valores médios foram em torno de 26°C.

Por meio do monitoramento das temperaturas médias do ar, do afluente e efluentes durante os ensaios e fases observou-se, que os reatores foram operados, predominantemente, na faixa mesófila entre 20 e 30°C, em faixas adequadas para o processo anaeróbio de degradação da matéria orgânica, porém abaixo da faixa de temperatura ótima de 30 a 35°C, (CHERNICHARO, 2007).

Nas Figuras 7 a 10 estão apresentadas as variações das temperaturas do afluente e dos efluentes do R1 e do R2 durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios do conjunto I nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Nas Figuras 11 a 14 estão apresentadas as variações das temperaturas do afluente e dos efluentes do R1, R2 e RBS durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios e aeróbio do conjunto II nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

De maneira geral, as temperaturas do afluente e dos efluentes tiveram valores similares com as tendências de acréscimo e decréscimo igualmente influenciadas pela temperatura do ar, em virtude do baixo volume dos reatores e da sua construção com material plástico com pequena espessura de parede. No entanto as temperatura mínimas foram mais acentuadas nos reatores R1, R2 e RBS.

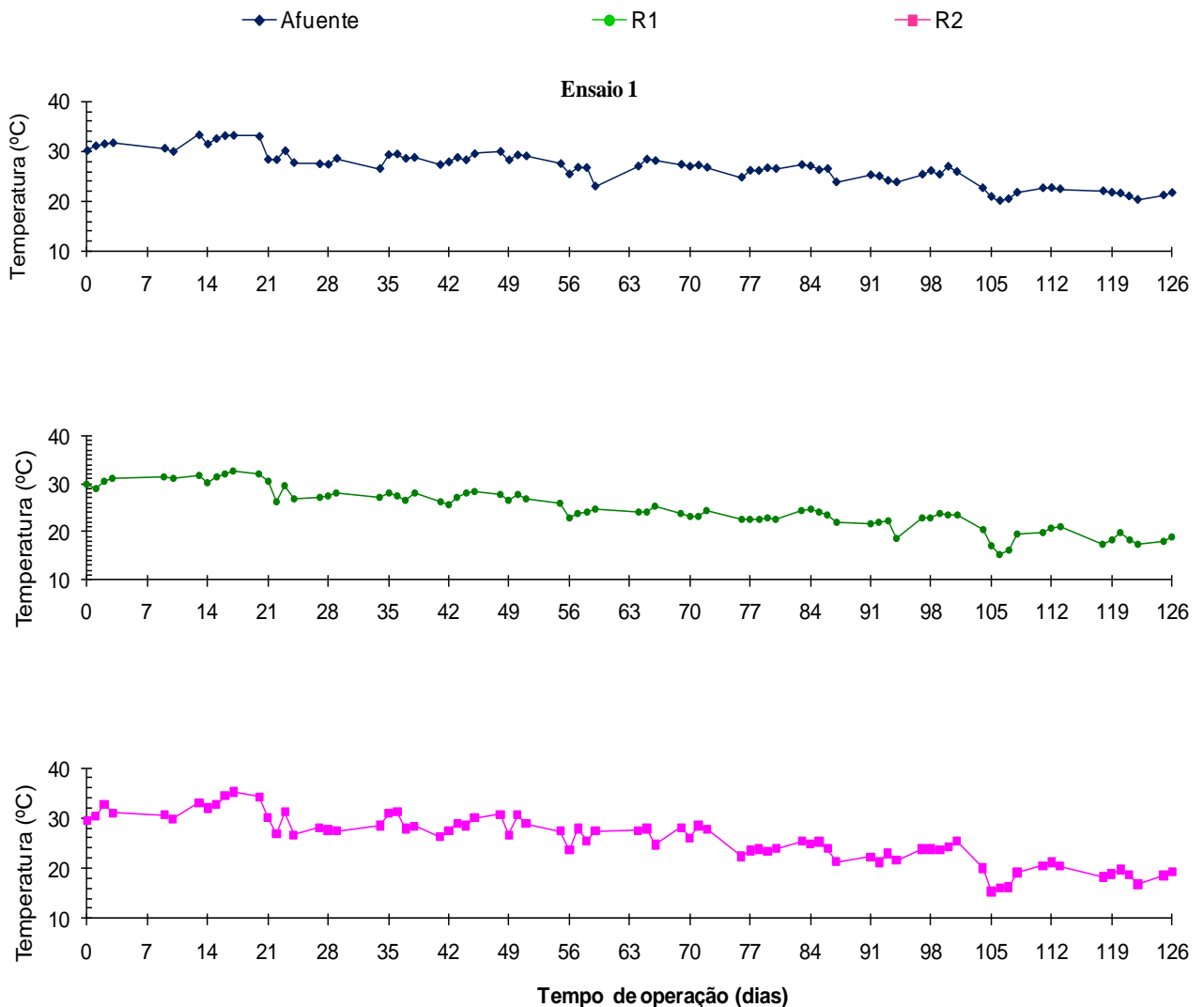


Figura 7. Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1) e (R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios no ensaio 1.

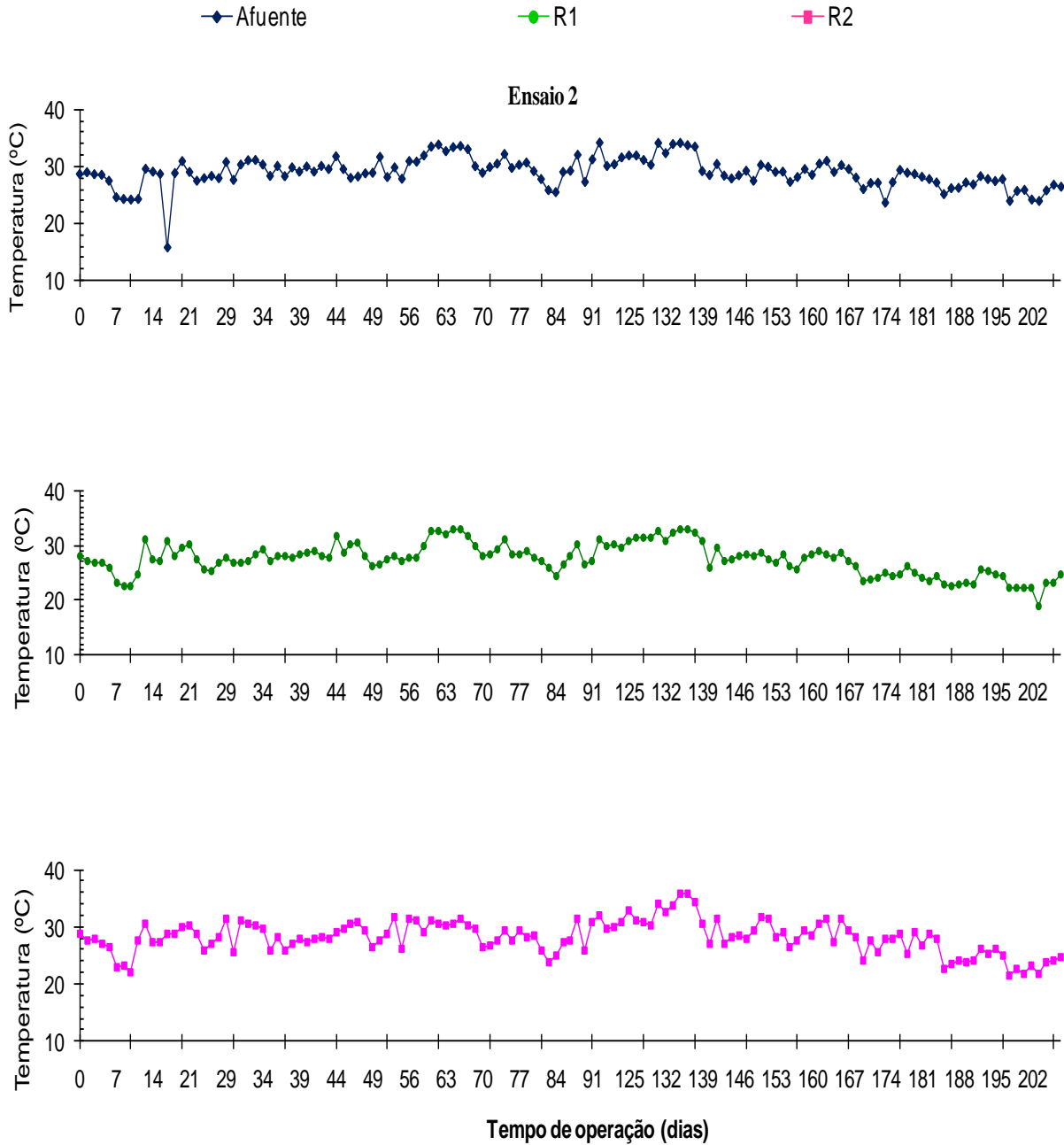


Figura 8. Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1) e (R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios no ensaio 2.

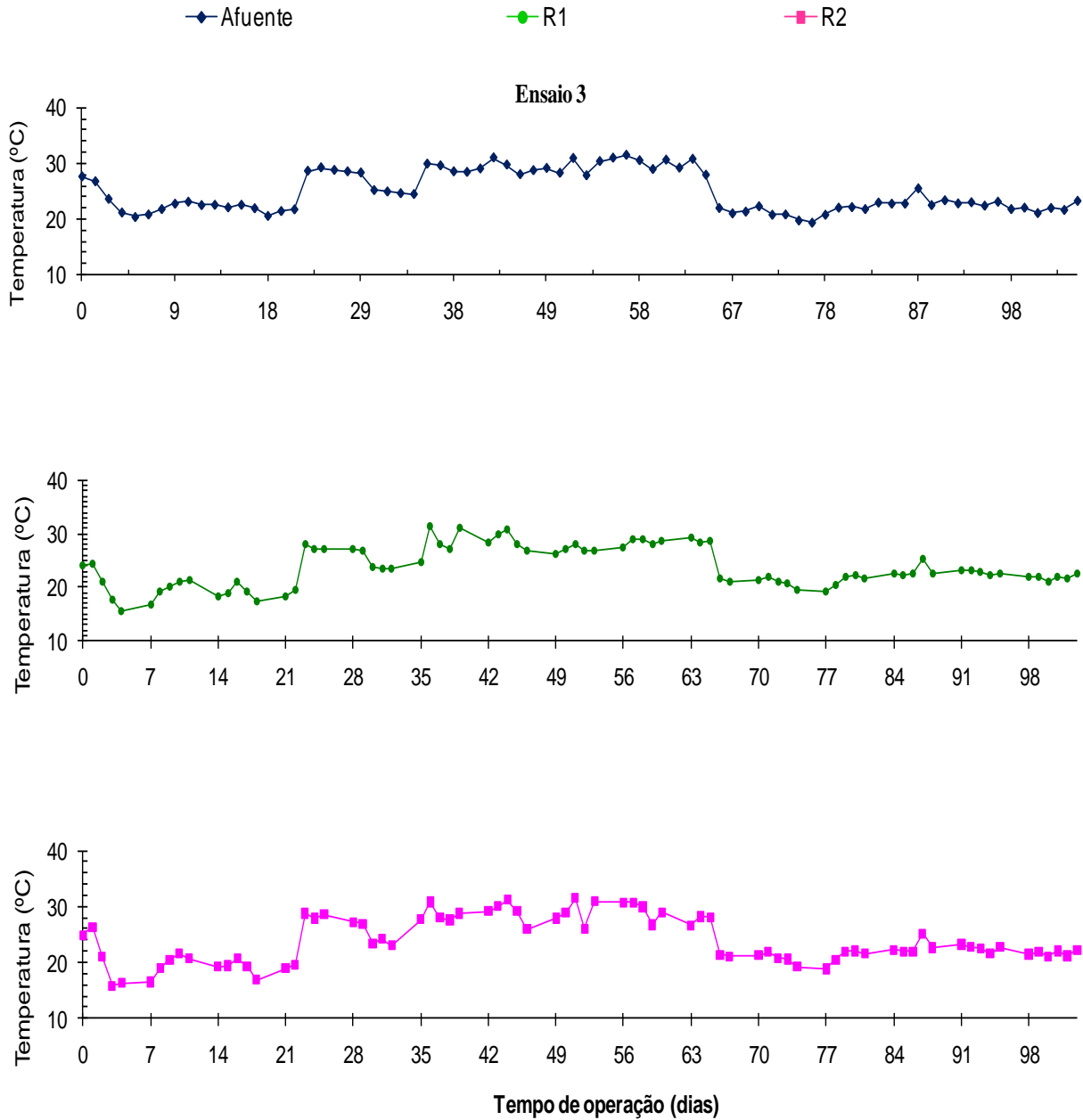


Figura 9. Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1) e (R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios no ensaio 3.

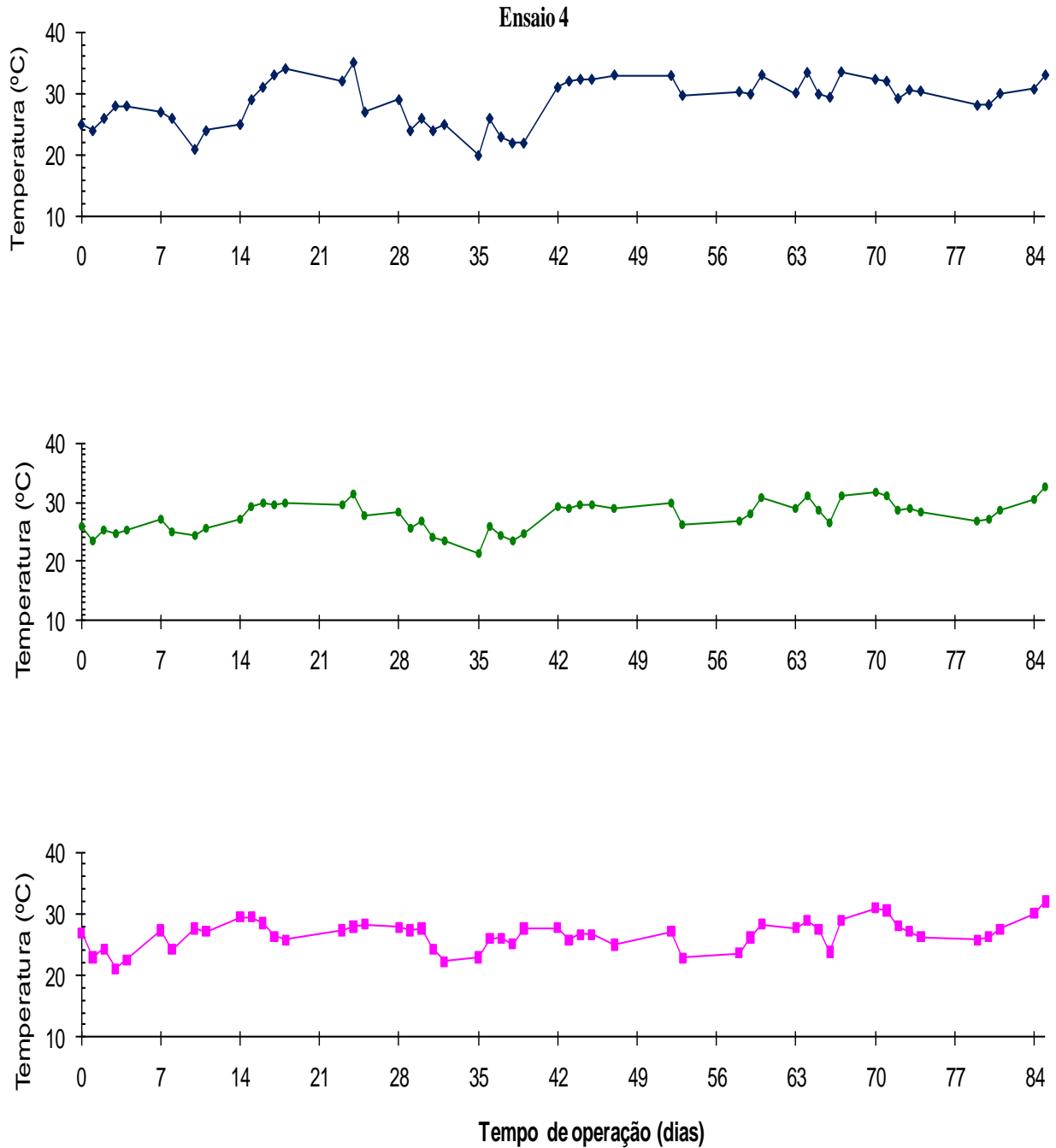


Figura 10. Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1) e (R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios no ensaio 4.

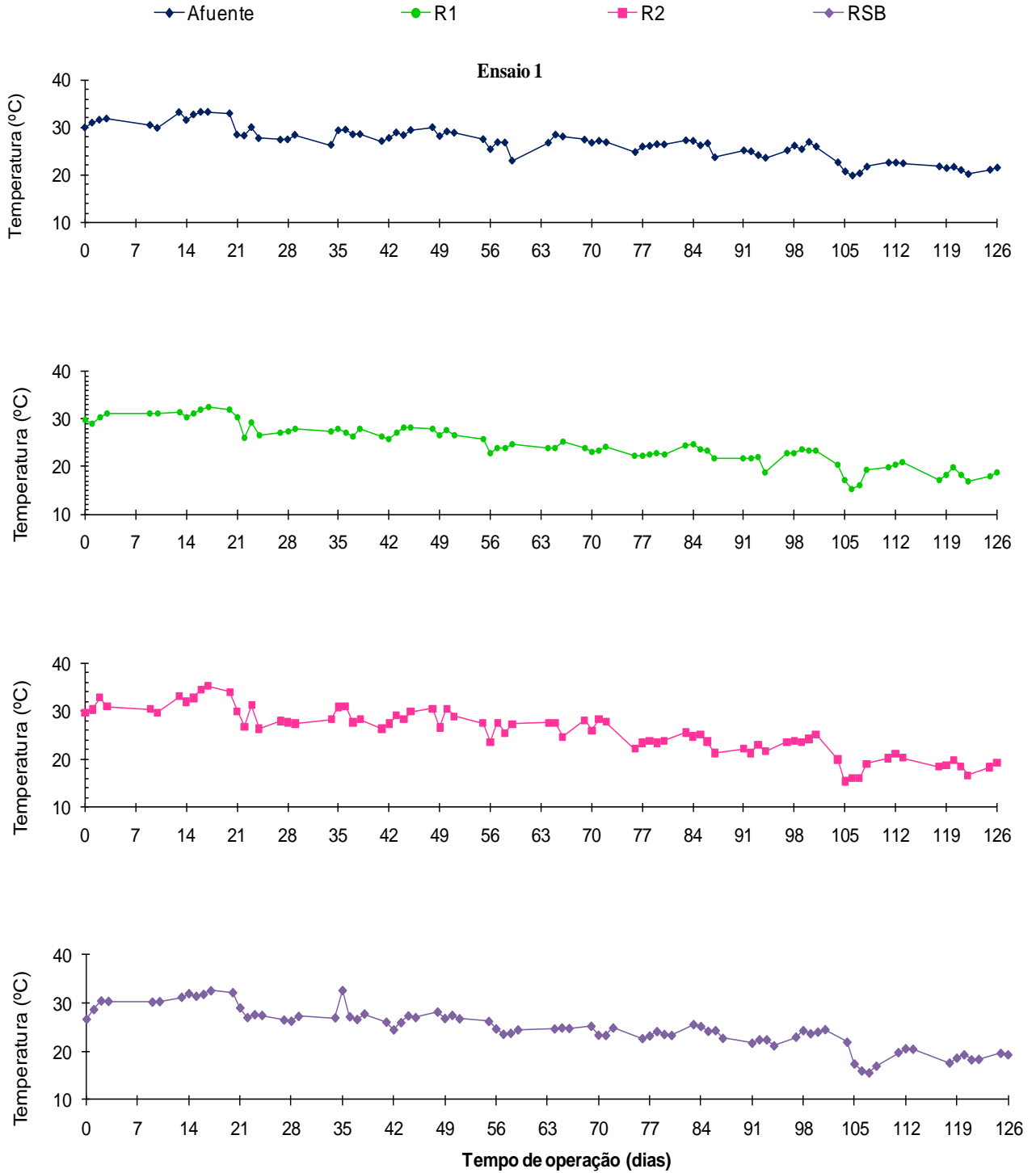


Figura 11. Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS durante a operação do sistema de tratamento anaeróbico, em dois estágios, e aeróbico no ensaio 1.

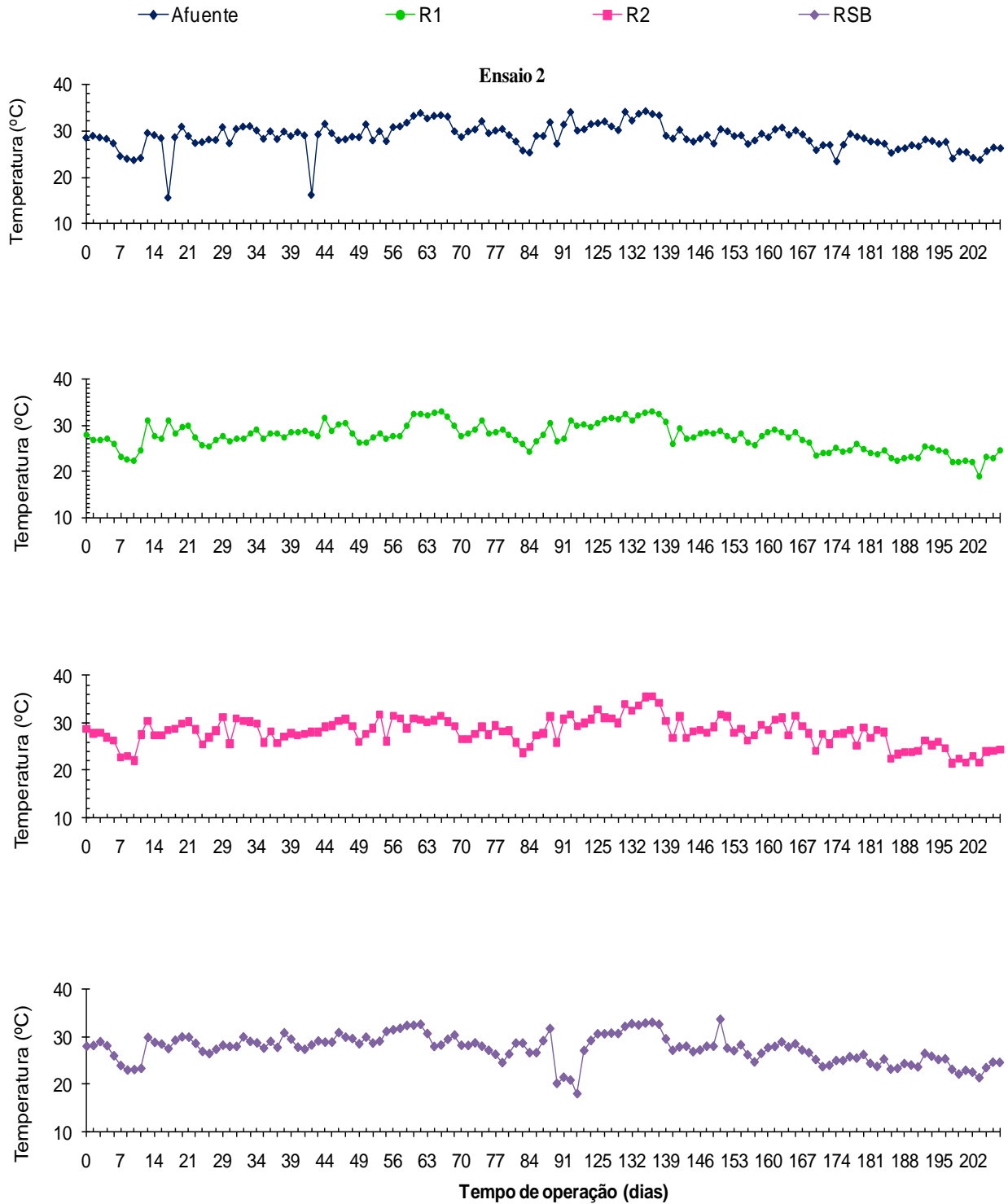


Figura 12. Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio, em dois estágios, e aeróbio no ensaio 2.

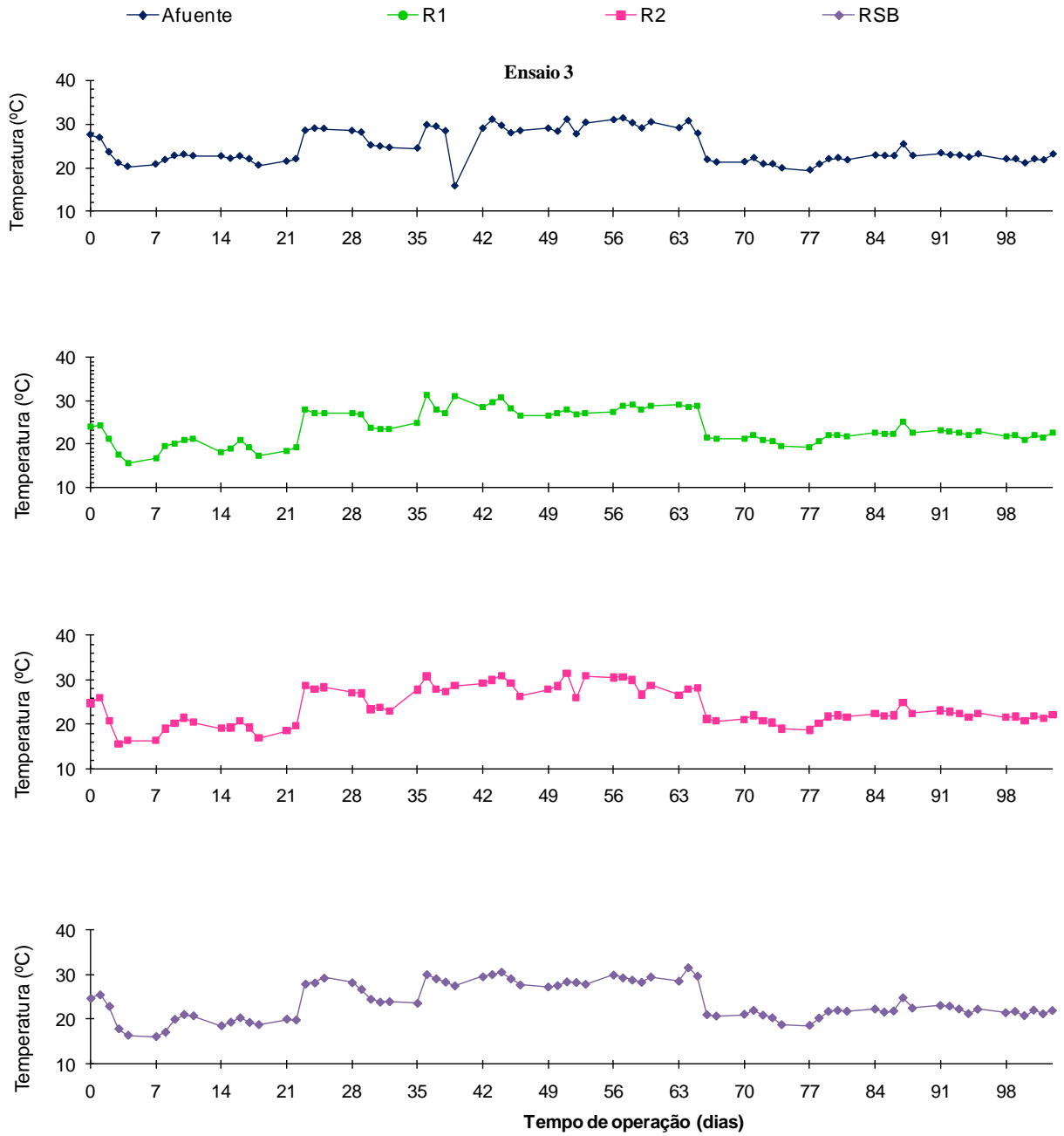


Figura 13. Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio, em dois estágios, e aeróbio no ensaio 3.

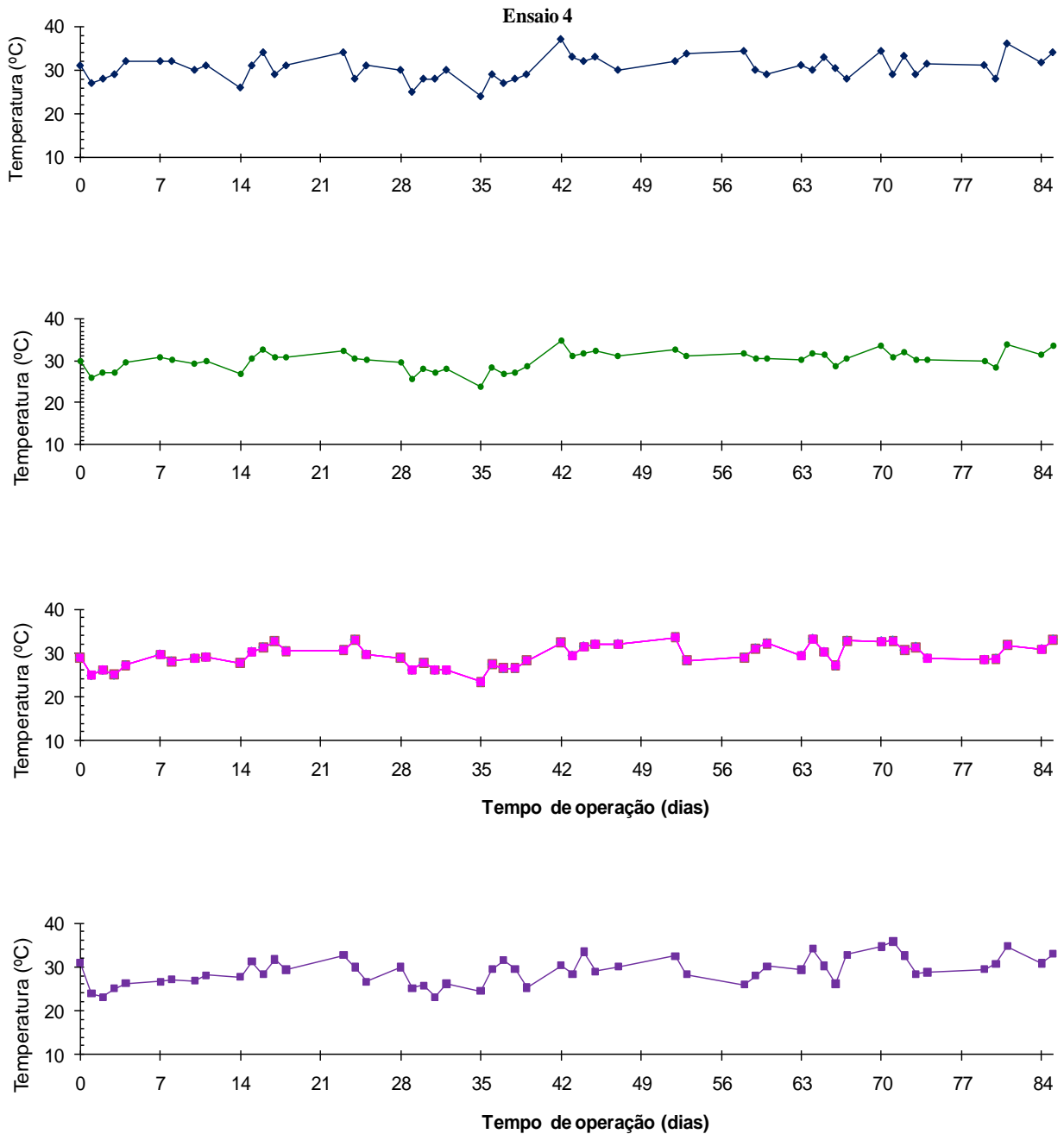


Figura 14. Temperatura do afluente e dos efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS durante a operação do sistema de tratamento anaeróbico, em dois estágios, e aeróbico no ensaio 4.

4.1.2. Demanda química de oxigênio (DQO)

Na Tabela 13 estão apresentados os tempos de detenção hidráulica (TDH), os valores médios das cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas, da demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), da demanda química de oxigênio dissolvida (DQO_{di}) e da demanda química de oxigênio devido a sólidos suspensos (DQO_{ss}), do afluente e dos efluentes, e das eficiências de remoções nos reatores UASB R1 e R2 e no sistema R1+R2, obtidas durante os ensaios 1, 2, 3 e 4 do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios.

Os tempos de detenção hidráulica (TDH) aplicados no R1 e R2 foram de 54, 48, 42 e 36 h e de 20,8, 18,5, 16,2 e 12,6 h, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 14).

Os valores médios das cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no R1 foram de 9,95, 8,36, 8,94 e 12,86 g DQO_{total} (L d)⁻¹, diferindo significativamente ($p < 0,01$), e a maior ($p < 0,05$) COV ocorreu com o menor TDH (36 h). No R2, os valores foram de 0,95, 1,11, 1,29 e 1,58 g DQO_{total} (L d)⁻¹, e diferiram significativamente ($p < 0,01$), com os maiores valores também ($p < 0,05$) no ensaio 4.

Os valores médios de DQO_{total} do afluente foram de 22400, 16724, 15650 e 19310 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$). No primeiro ensaio foi significativamente, maior ($p < 0,05$) do que nos demais ensaios.

O coeficiente de variação (CV) da DQO_{total} do afluente foi de 55% e pode ser atribuído à variação na composição do afluente coletado, em virtude da variação da idade e manejo dos animais durante o experimento e as dificuldades operacionais na coleta diária das águas residuárias nas instalações de confinamento de suínos.

Os valores médios da DQO_{ss} do afluente corresponderam a 93, 88, 83 e 91 % da DQO_{total}, nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente, indicando a predominância de sólidos suspensos orgânicos nas águas residuárias de suinocultura.

A predominância de sólidos suspensos orgânicos nas águas residuárias de suinocultura, confirmam a necessidade do tratamento anaeróbio em dois estágios, com o primeiro reator operado com menores velocidades ascensionais, para facilitar a retenção da DQO_{ss}, na manta de lodo, visando a hidrólise ou a estabilização.

Tabela 13. Valores médios e coeficiente de variação (CV) da DQO_{total} , DQO_{diss} e devido à fração dos sólidos suspensos (DQO_{ss}) do afluente e efluentes, eficiências de remoção DQO_{total} , DQO_{diss} e DQO_{ss} obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Parâmetros | Reatores | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 | F | CV | | | | |
|--|----------|----------|----------|----------|----------|-------|----|-------|----|-------|-----|
| TDH (h) | R1 | 54 | 48 | 42 | 36 | - | - | | | | |
| | R2 | 20,8 | 18,5 | 16,2 | 12,6 | - | - | | | | |
| COV (g DQO_{total} (L d) ⁻¹) | R1 | 9,95 | b | 8,36 | c | 8,94 | bc | 12,86 | a | 9,5** | 55 |
| | R2 | 0,95 | c | 1,11 | bc | 1,29 | b | 1,58 | a | 0,7** | 95 |
| DQO total (mg L ⁻¹) | Afluente | 22400 | a | 16724 | c | 15650 | c | 19310 | b | 8,6** | 54 |
| | R1 | 825 | a | 854 | a | 873 | a | 833 | a | 7,3ns | 107 |
| | R2 | 396 | c | 572 | b | 715 | a | 471 | b | 6,3** | 81 |
| | R1 | 94 | a | 94 | a | 94 | a | 95 | a | 9,2ns | 7 |
| | R2 | 47 | a | 36 | b | 38 | b | 40 | ab | 6,7** | 5 |
| | R1+R2 | 97 | a | 96 | a | 95 | a | 97 | a | 5,0** | 6 |
| DQO diss. (mg L ⁻¹) | Afluente | 1615 | c | 2006 | b | 2668 | a | 1662 | c | 1,3** | 108 |
| | R1 | 185 | c | 212 | b | 302 | a | 264 | ab | 2,9** | 98 |
| | R2 | 176 | b | 168 | b | 245 | a | 179 | b | 2,6** | 80 |
| | R1 | 84 | a | 87 | a | 86 | a | 83 | a | 5,7ns | 23 |
| | R2 | 24 | c | 35 | ab | 33 | b | 39 | a | 4,9** | 19 |
| | R1+R2 | 85 | b | 90 | a | 89 | a | 89 | a | 1,2** | 20 |
| DQO ss (mg L ⁻¹) | Afluente | 20785 | a | 14718 | c | 12982 | c | 17648 | b | 9,3** | 57 |
| | R1 | 640 | a | 637 | a | 571 | b | 568 | b | 0,2** | 113 |
| | R2 | 220 | a | 403 | b | 470 | b | 292 | ab | 7,7** | 99 |
| | R1 | 96 | a | 94 | a | 95 | a | 96 | a | 2,4ns | 8 |
| | R2 | 58 | a | 45 | b | 44 | b | 37 | c | 5,9** | 13 |
| | R1+R2 | 98 | a | 96 | a | 96 | a | 98 | a | 7,1ns | 4 |

No efluente do R1 os valores médios da DQO_{total} foram de 825, 854, 873 e 833 mg L⁻¹ respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, não apresentaram diferença significativa ($p > 0,01$) mesmo com a diminuição do TDH de 54 h para 36 h e o aumento significativo ($p < 0,01$) da COV de 9,95 g DQO_{total} (L d)⁻¹ para 12,86 g DQO_{total} (L d)⁻¹.

As eficiências médias de remoção de DQO_{total} observadas no reator R1 foram de 94% para os ensaios 1, 2 e 3 e de 95% no ensaio 4 não diferindo significativamente ($p > 0,05$) para as COV aplicadas.

KALYUZHNYI et al. (2000), utilizando os reatores UASB em um estágio no tratamento de águas residuárias de suinocultura, com COV de 12,39 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e TDH de 28,6 h e concentração de DQO do afluente de 14700 mg L⁻¹, obtiveram eficiências de remoção de DQO total de 77%. Neste estudo, no R1, durante os quatro ensaios, com DQO total do afluente variando de 15650 a 22400 mg L⁻¹ e operando com

TDH de 54, 48, 42 e 36 h, ocorreram eficiências de remoção de DQO total superiores, variando de 94 e 95%

Em estudo realizado por SANTANA & OLIVEIRA (2005), operando o reator UASB (R1) com volume 908 L para tratamento de águas residuárias de suinocultura, com TDH de 62,3h e COV de 3,4 e 5,33 g DQO total (L d)⁻¹, as eficiências de remoção de DQO_{total} foram inferiores as observadas neste trabalho, de 80,3 e 89,6%, respectivamente, indicando que ao longo dos anos de operação do R1 houve adaptação do lodo.

Também, neste trabalho foi usado peneira com malha quadrada de 3mm e na pesquisa de SANTANA & OLIVEIRA (2005) a malha quadrada foi de 2mm, o que promoveu a presença de sólidos suspensos de maior tamanho na água residuária deste trabalho e conseqüentemente maior possibilidade de retenção dos mesmo na manta de lodo.

As eficiências médias de remoção de DQO_{total} do sistema de reatores (R1+R2) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4 foram de 97, 96, 95 e 97% respectivamente, não apresentando diferença significativa ($p > 0,05$).

As eficiências de remoção observadas neste estudo foram superiores as observadas por URBINATI & OLIVEIRA (2008), de 88 e 84% para a DQO_{total}, em dois reatores UASB (R1 e R2), em série, tratando águas residuárias de suinocultura com COV de 21 e 40 g DQO total (L d)⁻¹ no primeiro reator UASB, indicando que para COV acima de 12,86 g DQO total (L d)⁻¹ do ensaio 4, as eficiências podem diminuir significativamente.

Os valores médios da DQO_{total} do efluente R2 foram de 396, 572, 715 e 471 mg L⁻¹ respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, e diferiram significativamente ($p < 0,01$), com o menor valor ($p < 0,05$) no ensaio 1, quando o THD foi menor e a DQO total do afluente foi maior, evidenciando que a qualidade do efluente foi influenciada significativamente pelo TDH.

Com a redução do TDH de 54 para 48 h e 42 h houve diferença significativa ($p < 0,01$) redução da eficiência de remoção de DQO total do R2 de 47% para 36 e 38% nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente.

Porém, do ensaio 3 para o ensaio 4, mesmo com a diminuição do TDH de 42 para 36 h, diminuição significativa ($p < 0,05$) de DQO total do efluente do R2, fato este

que pode ser explicado pela operação do ensaio 3 em meses de inverno, onde a maior parte do tempo a temperatura ambiente ficou abaixo de 20°C.

ORTEGA (2008) tratando águas residuárias de suinocultura, em sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB e filtro anaeróbio, em série, obteve eficiências de remoção de DQO_{total} de 91 e 83 %, com a aplicação de COV de 12,4 e 32,4 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e TDH de 55 e 22 h, respectivamente, confirmando que COV mais elevadas no reator UASB (R1) podem diminuir significativamente a eficiência de remoção no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios.

O segundo reator absorve as variações de eficiência do primeiro reator, melhorando a qualidade do efluente final e proporcionando eficiências maiores e mais estáveis, além de melhorar a estabilização da matéria orgânica, como pode ser observado nas figuras 15 a 22, principalmente, com maiores COV e menores TDH.

Na Tabela 14, estão apresentados os valores médios e os coeficientes de variação (CV) das cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas, da demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), da demanda química de oxigênio dissolvida (DQO_{diss}) e da demanda química de oxigênio devido a sólidos suspensos (DQO_{ss}), do afluente e dos efluentes, e das eficiências de remoções nos reatores UASB (R1e R2) e no reator operado em batelada sequencial com fase aeróbia (RSB), obtidas durante os ensaios 1, 2, 3 e 4 do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, seguido de tratamento anaeróbio-aeróbio-anóxico.

Os tempos de detenção hidráulica (TDH) aplicados no R1, R2 e RBS foram, respectivamente, de 54, 48, 42 e 36 h, de 11,2; 9,9; 8,7 e 7,4 h e de 180, 160, 139 e 120, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Os valores médios das cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no R1 foram de 9,21, 7,83, 11,6 e 13,1 g DQO_{total} (L d)⁻¹, diferindo significativamente ($p < 0,01$), e a maior ($p < 0,05$) COV ocorreu com o menor TDH (36 h). No R2, os valores foram de 1,56, 1,79, 1,96 e 2,31 g DQO_{total} (L d)⁻¹, e diferiram significativamente ($p < 0,01$), com os maiores valores também ($p < 0,05$) no ensaio 4. Os valores médios das cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no RBS foram de 0,06, 0,09, 0,09 e 0,07 g DQO_{total} (L d)⁻¹, não diferindo significativamente ($p > 0,01$).

Os valores médios de DQO_{total} do afluente foram de 20740, 15679, 20414 e de 19614 $mg L^{-1}$ nos ensaio 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e diferindo significativamente ($p < 0,01$), com o menor valor no ensaio 2.

Tabela 14. Valores médios e coeficiente de variação (CV) da DQO_{total} , DQO_{diss} e devido à fração dos sólidos suspensos (DQO_{ss}) do afluente e efluentes, eficiências de remoção DQO_{total} , DQO_{diss} e DQO_{ss} obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios para os reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Parâmetros | Reatores | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 | F | CV |
|--|-----------|----------|----------|----------|----------|--------|------|
| TDH (h) | R1 | 54 | 48 | 42 | 36 | - | - |
| | R2 | 11,2 | 9,9 | 8,7 | 7,4 | - | - |
| | RBS | 180 | 160 | 139 | 120 | - | - |
| COV (g DQO_{total} (L d) ⁻¹) ⁻¹ | R1 | 9,21 | 7,83 | 11,6 | 13,1 | 8,5** | 39 |
| | R2 | 1,56 | 1,79 | 1,96 | 2,31 | 0,7** | 25 |
| | RBS | 0,06 | 0,09 | 0,09 | 0,07 | 0,01ns | 0,01 |
| DQO total | Afluente | 20740 | 15679 | 20414 | 19614 | 7,4** | 54 |
| | R1 | 728 | 741 | 710 | 713 | 7,1** | 107 |
| | R2 | 495 | 598 | 518 | 551 | 10,7** | 43 |
| | RBS | 204 | 185 | 197 | 210 | 5,3** | 81 |
| | R1 | 93 | 94 | 96 | 96 | 9,2ns | 7 |
| | R2 | 35 | 40 | 38 | 27 | 12** | 9 |
| | R1+R2 | 95 | 95 | 97 | 97 | 22ns | 15 |
| | RBS | 53 | 63 | 56 | 55 | 19** | 10 |
| | R1+R2+RBS | 97,2 | 99,1 | 98,9 | 98,7 | 5,0ns | 6 |
| | E (%) | | | | | | |
| DQO diss | Afluente | 1267 | 1963 | 1871 | 1643 | 8,6** | 44 |
| | R1 | 165 | 224 | 317 | 272 | 7,3** | 100 |
| | R2 | 152 | 176 | 269 | 225 | 18,8** | 23 |
| | RBS | 120 | 125 | 159 | 147 | 6,3** | 81 |
| | R1 | 83 | 86 | 82 | 82 | 9,2** | 7 |
| | R2 | 22 | 39 | 28 | 31 | 8,9** | 5 |
| | R1+R2 | 84 | 89 | 85 | 86 | 15,1** | 13 |
| | RBS | 35 | 39 | 41 | 38 | 4,8** | 8 |
| | R1+R2+RBS | 86,4 | 92,1 | 91,0 | 90,1 | 5,0** | 6 |
| | E (%) | | | | | | |
| DQO ss | Afluente | 16017 | 13716 | 18542 | 17971 | 8,6** | 32 |
| | R1 | 563 | 517 | 393 | 441 | 7,3** | 97 |
| | R2 | 343 | 422 | 241 | 326 | 10,9** | 45 |
| | RBS | 84 | 61 | 38 | 63 | 6,3** | 81 |
| | R1 | 92 | 95 | 98 | 97 | 9,2** | 7 |
| | R2 | 53 | 42 | 52 | 44 | 10,9** | 5 |
| | R1+R2 | 95 | 96 | 98 | 98 | 10 ns | 11 |
| | RBS | 68 | 79 | 80 | 76 | 15* | 19 |
| | R1+R2+RBS | 98,0 | 99,5 | 99,8 | 99,6 | 5,0** | 6 |
| | E (%) | | | | | | |

Nos efluentes dos reatores R1, R2 e RBS os valores médios da DQO_{total} foram, respectivamente, de 728; 495 e 204 mg L⁻¹ para o primeiro ensaio, de 741; 598 e 185 mg L⁻¹ no segundo ensaio, de 710; 518 e 195 mg L⁻¹ no terceiro ensaio e de 713, 551 e 210 mg L⁻¹ no quarto ensaio. Houve diferenças significativas ($p < 0,01$) entre os ensaios para os efluentes do R2 e RBS, com os menores valores ocorrendo no ensaio 1.

Os valores médios de DQO_{diss} e DQO_{ss} do afluente foram de 1267; 1963; 1871 e 1643 mg L⁻¹ e de 16017; 13716 e 18542, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, e apresentaram diferença significativa ($p < 0,01$). No efluente do R1 os valores médios de DQO_{diss} e DQO_{ss} foram 165; 224; 317 e 272 mg L⁻¹ e de 563; 517; 393 e 441, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, e apresentaram diferença significativa ($p < 0,01$).

Os valores médios de DQO_{diss} e DQO_{ss} do efluente do R2 foram 152; 176; 269 e 225 mg L⁻¹ e de 343; 422; 241 e 326, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, e apresentaram diferença significativa ($p < 0,01$). No efluente do RBS os valores médios de DQO_{diss} e DQO_{ss} foram 120; 125; 159 e 147 mg L⁻¹ e de 84; 61; 38 e 63, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, e apresentaram diferença significativa ($p < 0,01$).

Os valores médios da DQO_{ss} do afluente corresponderam a 77, 87, 91 e 92 % da DQO_{total}, nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente, indicando a predominância de sólidos suspensos orgânicos nas águas residuárias de suinocultura.

As eficiências médias de remoção de DQO total observadas no reator R1, no reator RBS, no sistema (R1+R2) e no sistema (R1+R2+RBS) foram respectivamente de 93, 53, 95 e 97,2% no ensaio 1, de 94, 63, 95 e 99,1% no ensaio 2, de 96, 56, 97 e 98,9 no ensaio 3 e de 96, 55, 97 e 98,7% no ensaio 4, não apresentando diferença significativas entre os quatro ensaios ($p > 0,01$).

Isso demonstrou que, para as condições operacionais impostas aos reatores UASB em dois estágios, aplicando dois ciclos de alimentação no RBS o sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) manteve-se estável e com eficiências médias acima de 95% durante todo o experimento.

CALLADO & FORESTI (2001) avaliaram o desempenho de um sistema composto de três RBS, dois anaeróbios e um aeróbio, trabalhando em série, formando

um sistema anaeróbio/aeróbio/anaeróbio para a remoção biológica de carbono e nutrientes. Os reatores tinham volume total de 16,5 L cada e foram alimentados com 8,0 L por batelada e operou com ciclos de 12 h, utilizando com afluente esgoto sintético, com DQO de 500 mg L⁻¹. Os autores observaram eficiência de remoção de matéria orgânica de 90%, nitrogênio (85%) e fósforo (68%).

As variações dos valores da DQO total, DQO diss e DQOss do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS, e das eficiências de remoções para o R1, R2, RBS, R1+R2 e R1+R2+RBS, nos ensaios 1, 2, 3 e 4 estão apresentados nas Figuras 23 a 30.

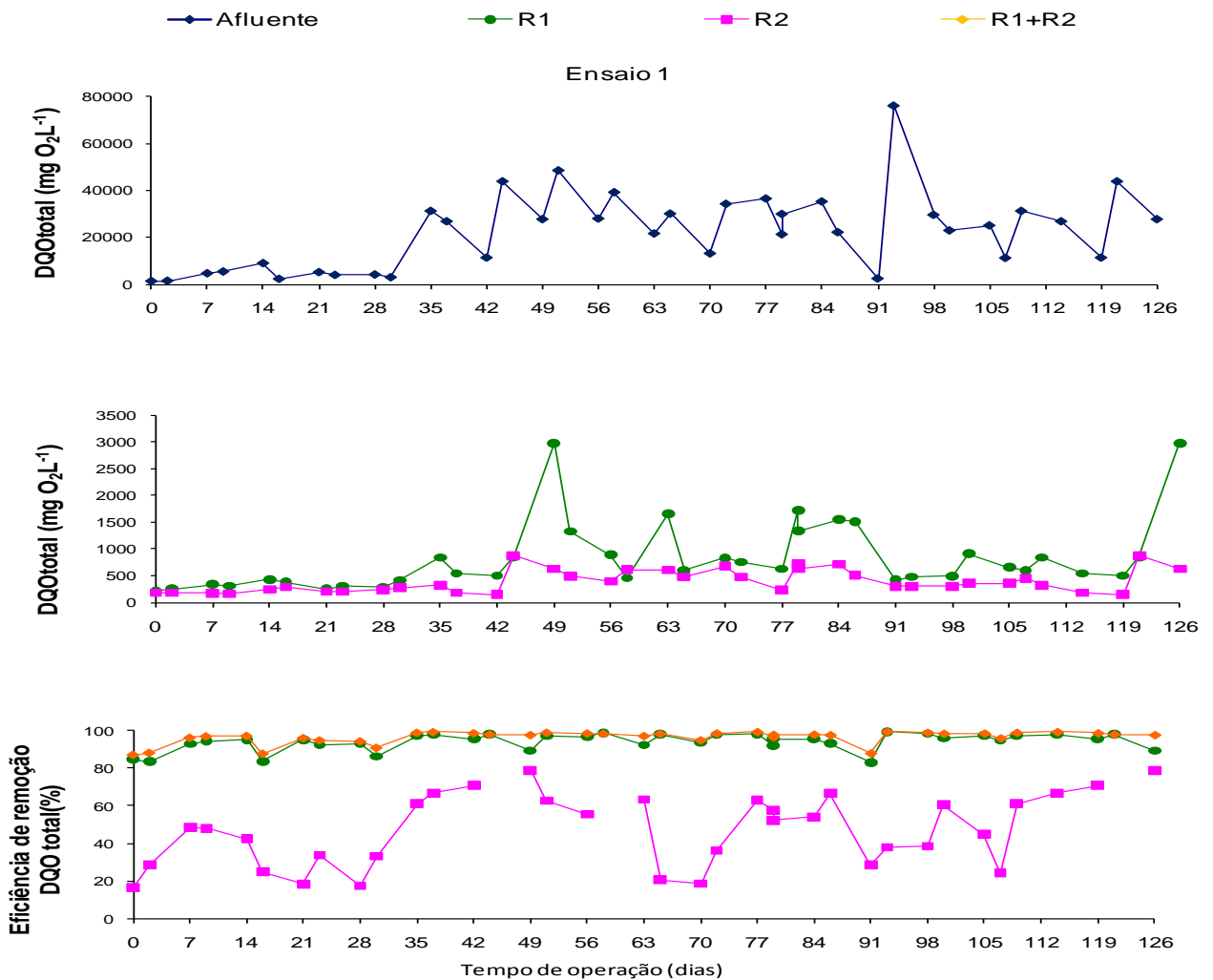


Figura 15. Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), no ensaio 1.

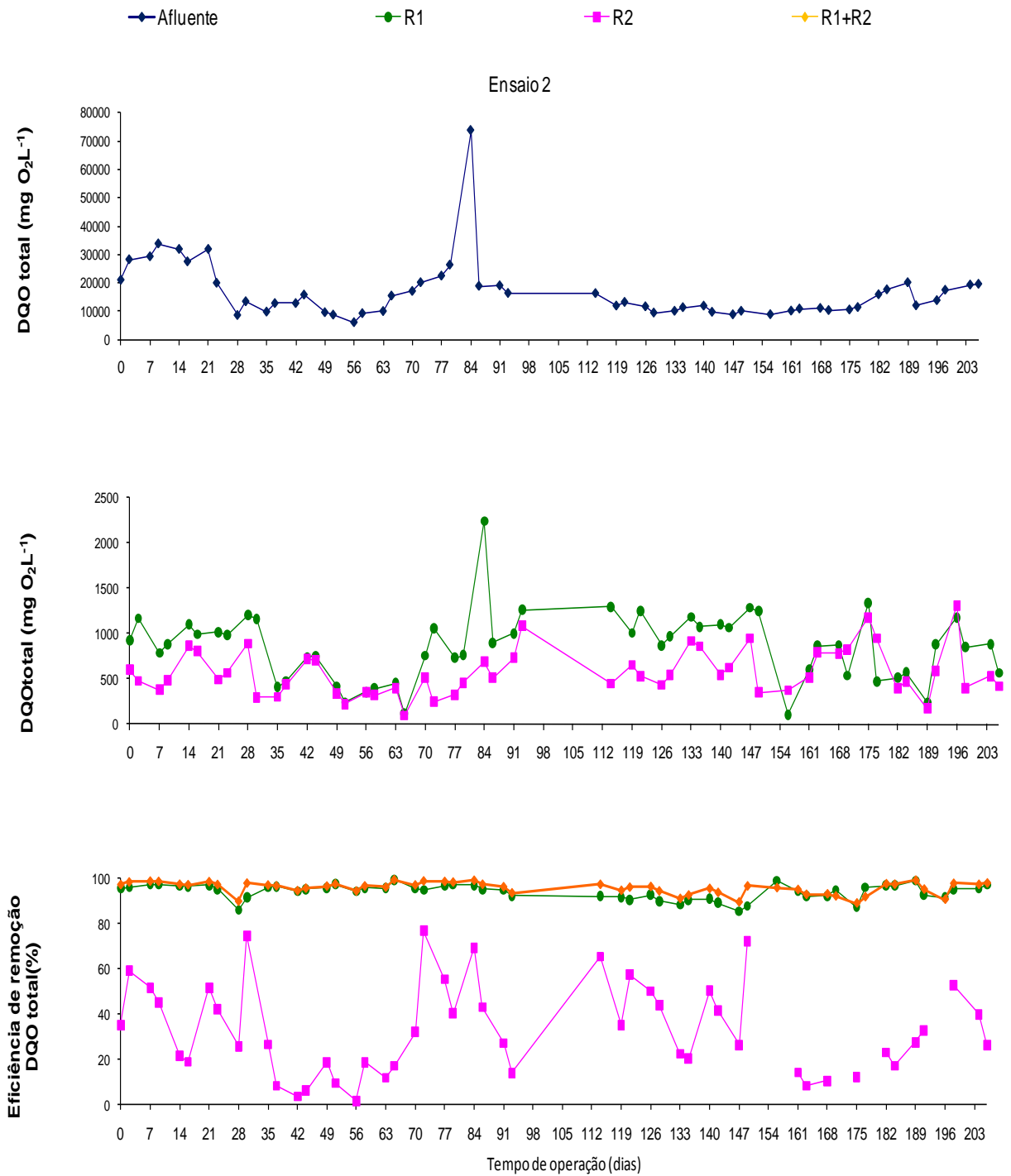


Figura 16. Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), no ensaio 2.

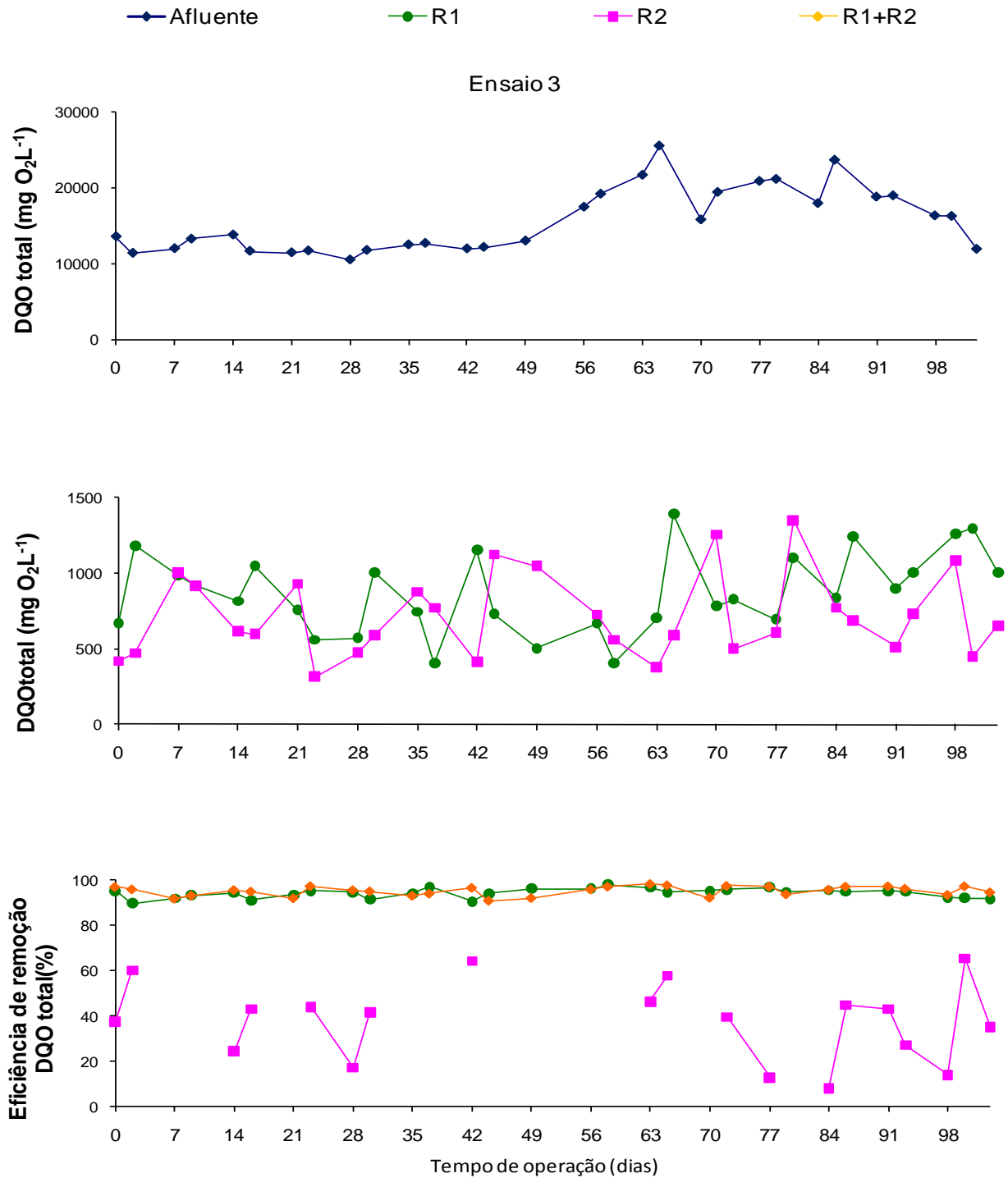


Figura 17. Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), no ensaio 3.

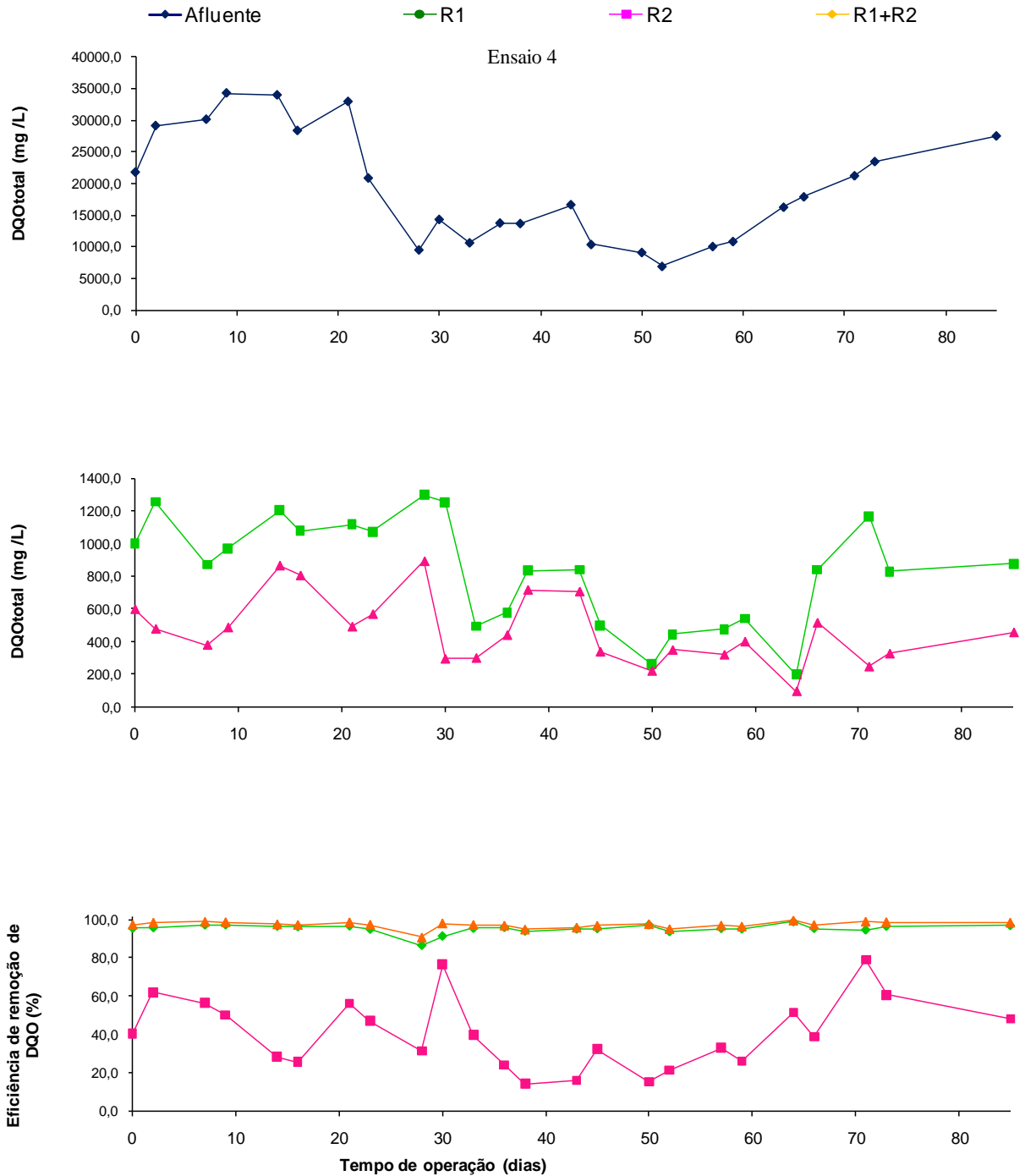


Figura 18. Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), no ensaio 4.

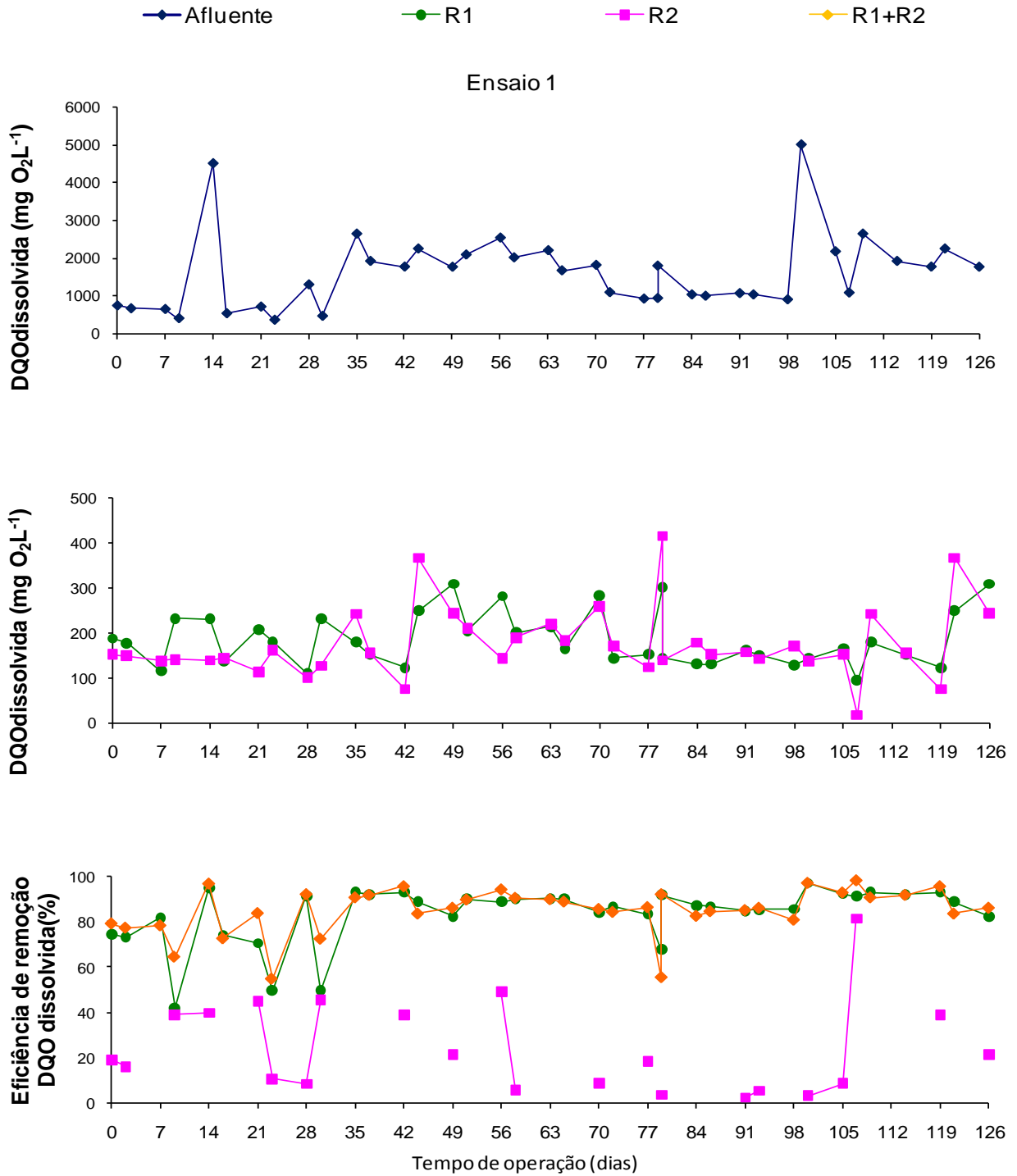


Figura 19. Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2), e as eficiências de remoção de DQO_{diss} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), no ensaio 1.

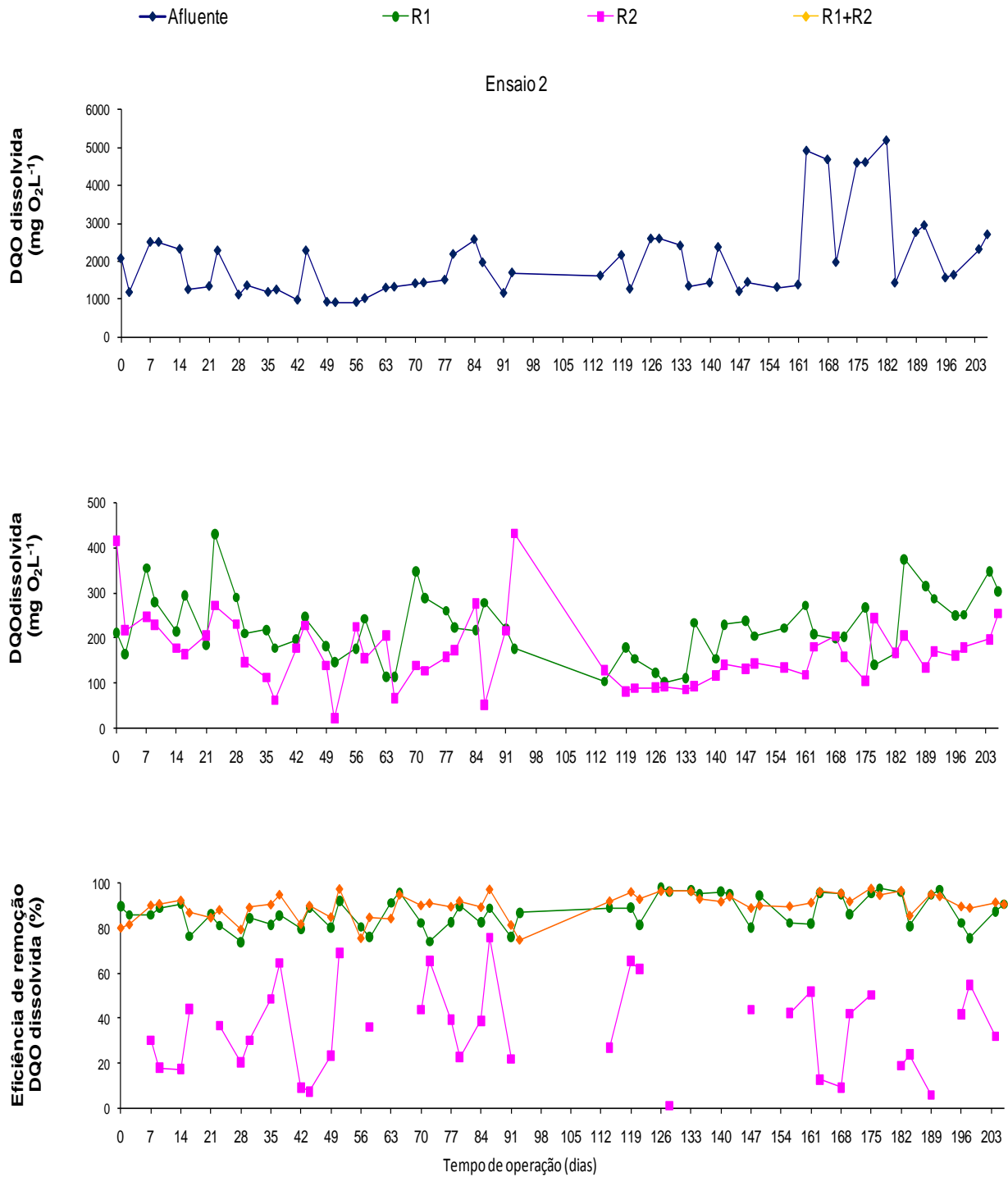


Figura 20. Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2), e as eficiências de remoção de DQO_{diss} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), no ensaio 2.

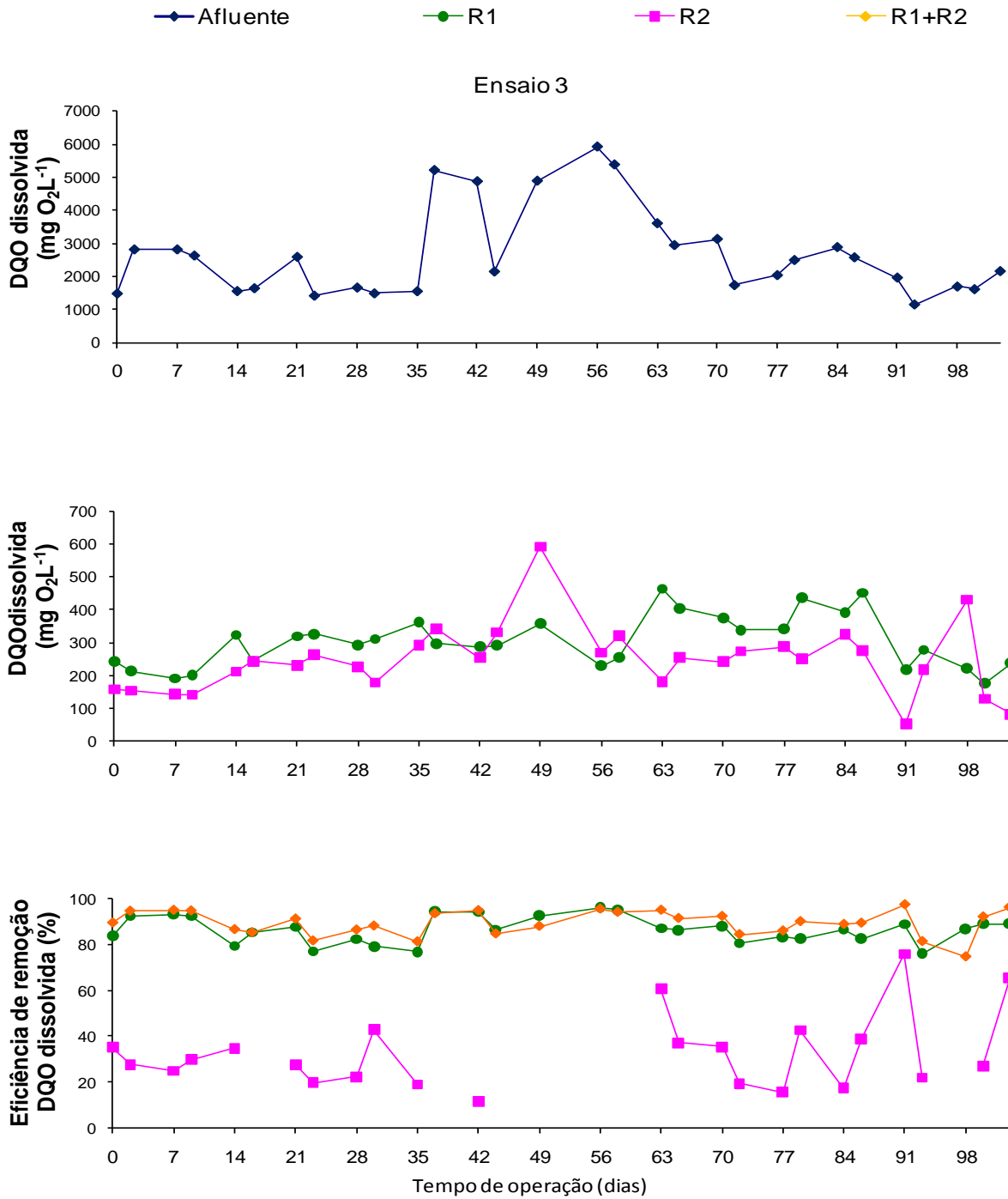


Figura 21. Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios os com reatores UASB (R1 e R2), e as eficiências de remoção de DQO_{diss} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), no ensaio 3.

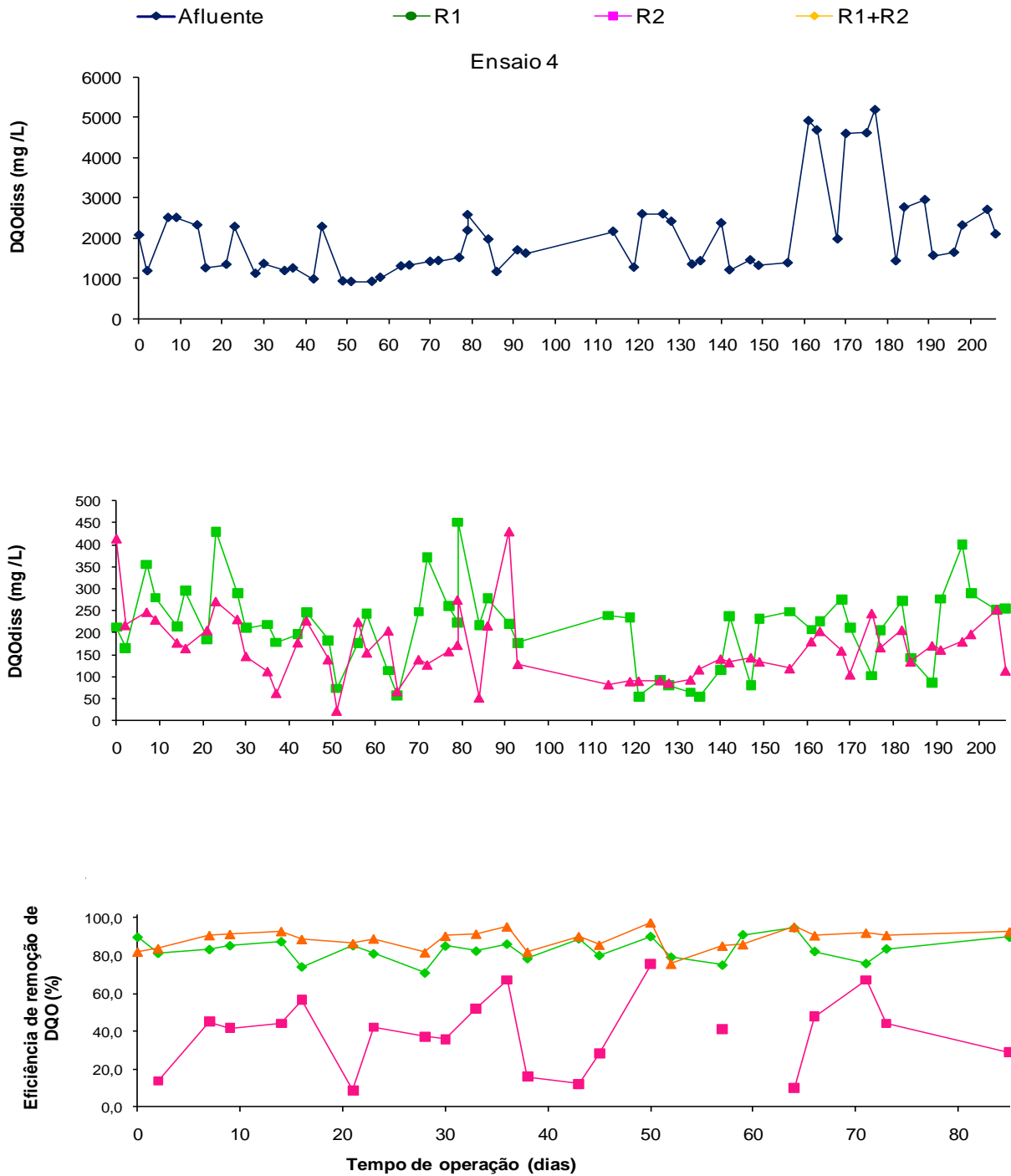


Figura 22. Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios os com reatores UASB (R1 e R2), e as eficiências de remoção de DQO_{diss} dos reatores R1, R2 e conjunto (R1+R2), o ensaio 4.

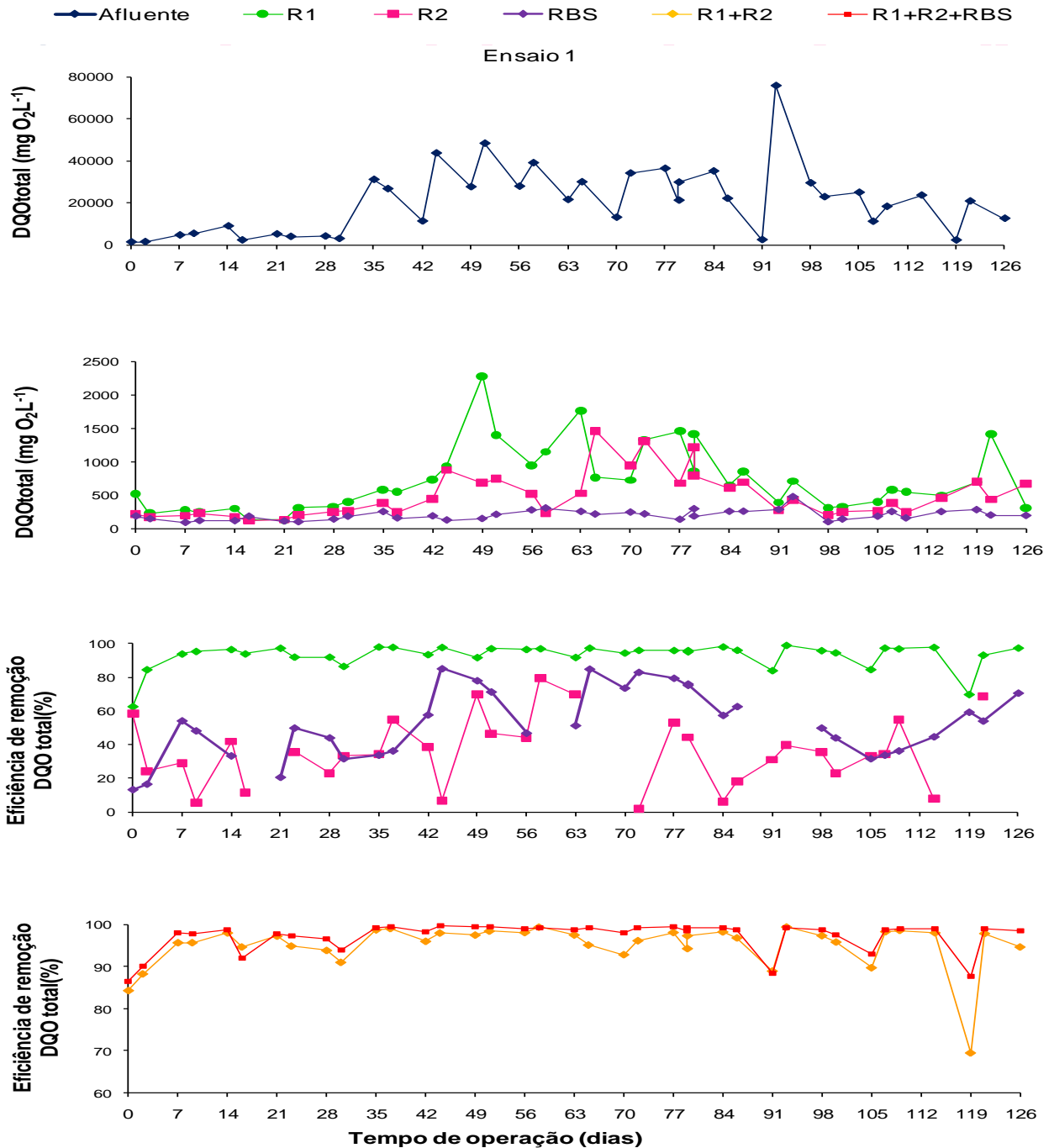


Figura 23. Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbico com reatores UASB (R1 e R2) seguido de reator operado em batelada sequencial (RBS) no ensaio 1.

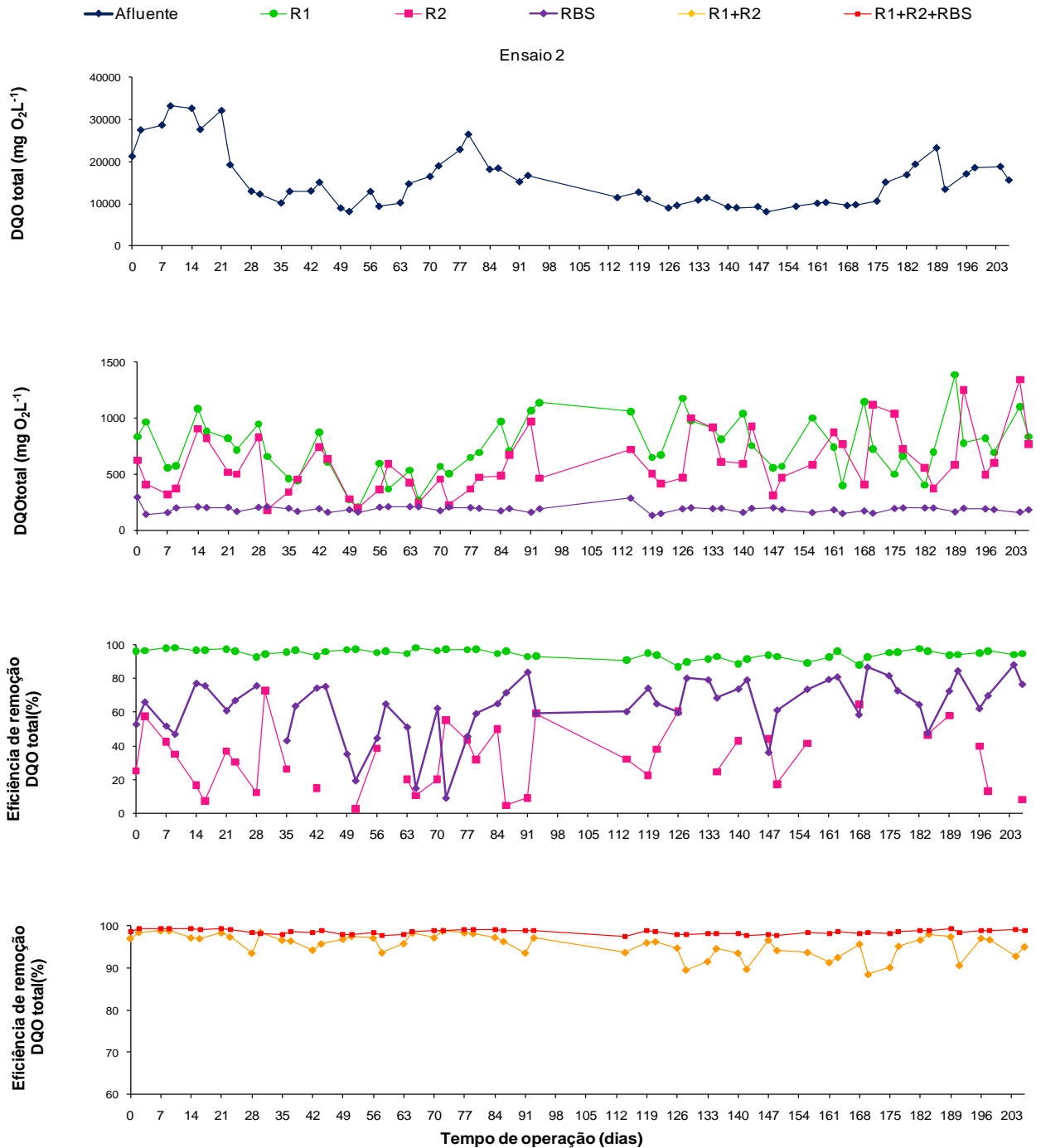


Figura 24. Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbico com reatores UASB (R1 e R2) seguido de reator operado em batelada sequencial (RBS) no ensaio 2.

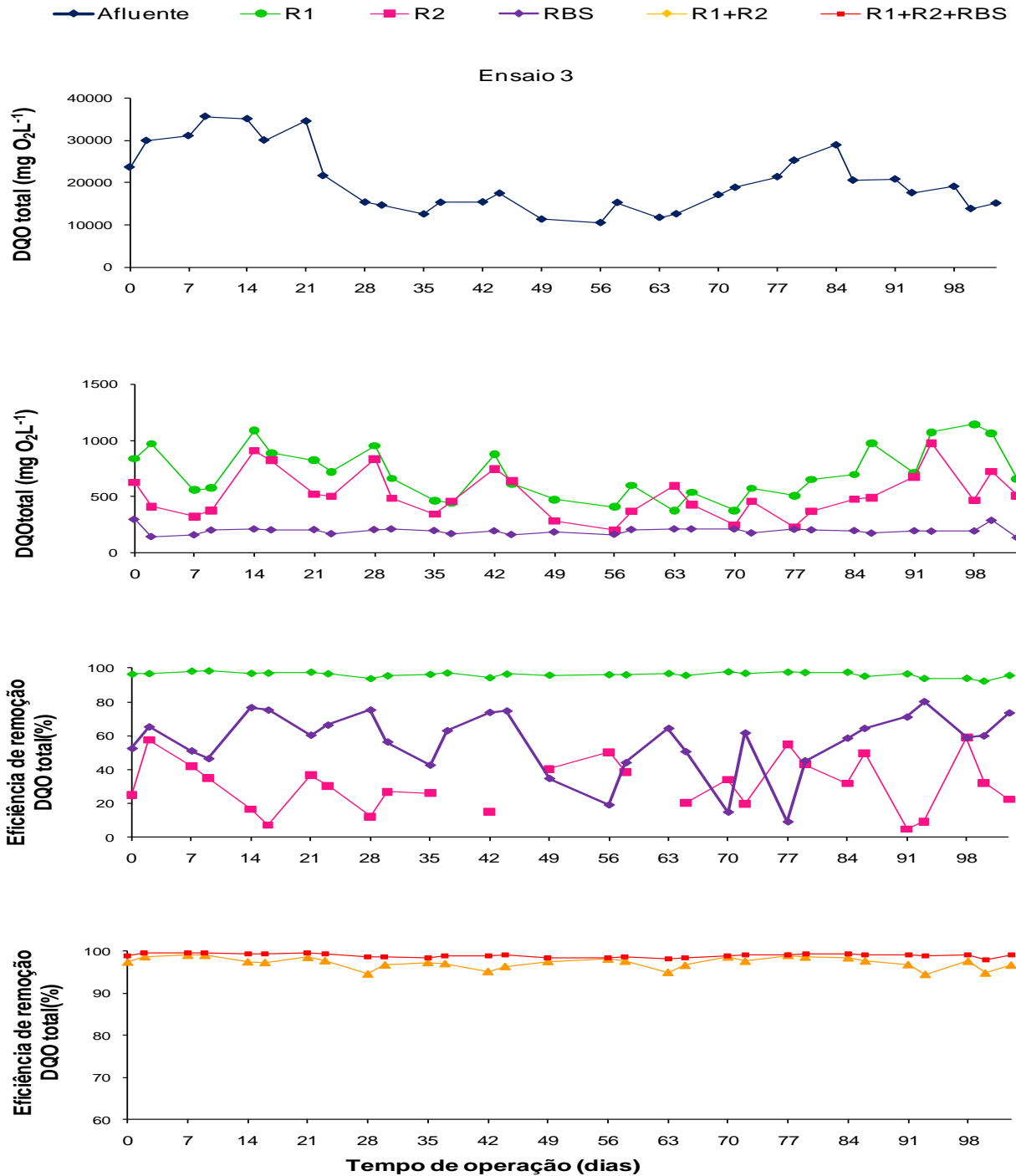


Figura 25. Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbico com reatores UASB (R1 e R2) seguido de reator operado em batelada sequencial (RBS) no ensaio 3.

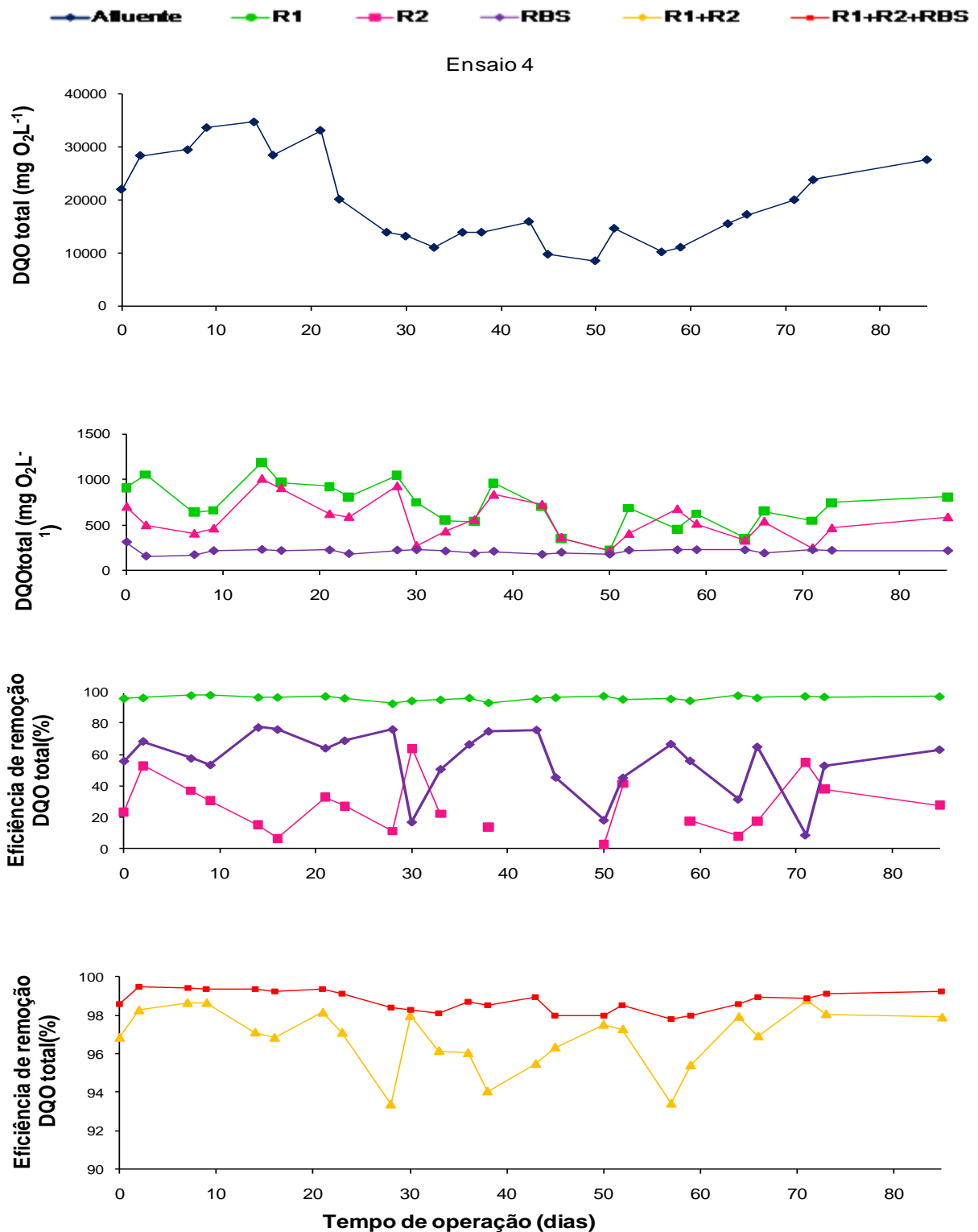


Figura 26. Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbico com reatores UASB (R1 e R2) seguido de reator operado em batelada sequencial (RBS) no ensaio 4.

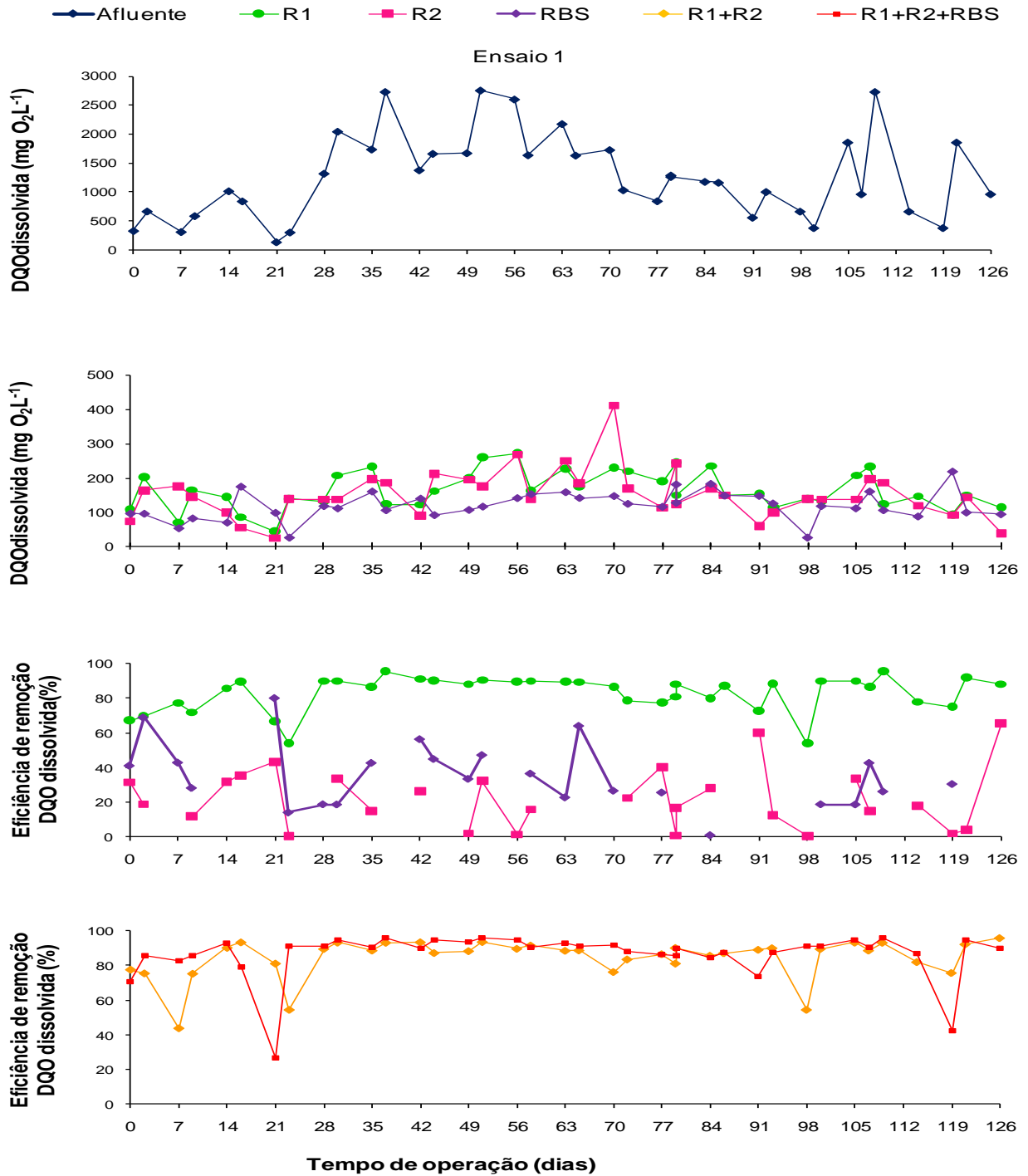


Figura 27. Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbico com reatores UASB (R1 e R2) seguido de reator operado em batelada sequencial (RBS) no ensaio 1.

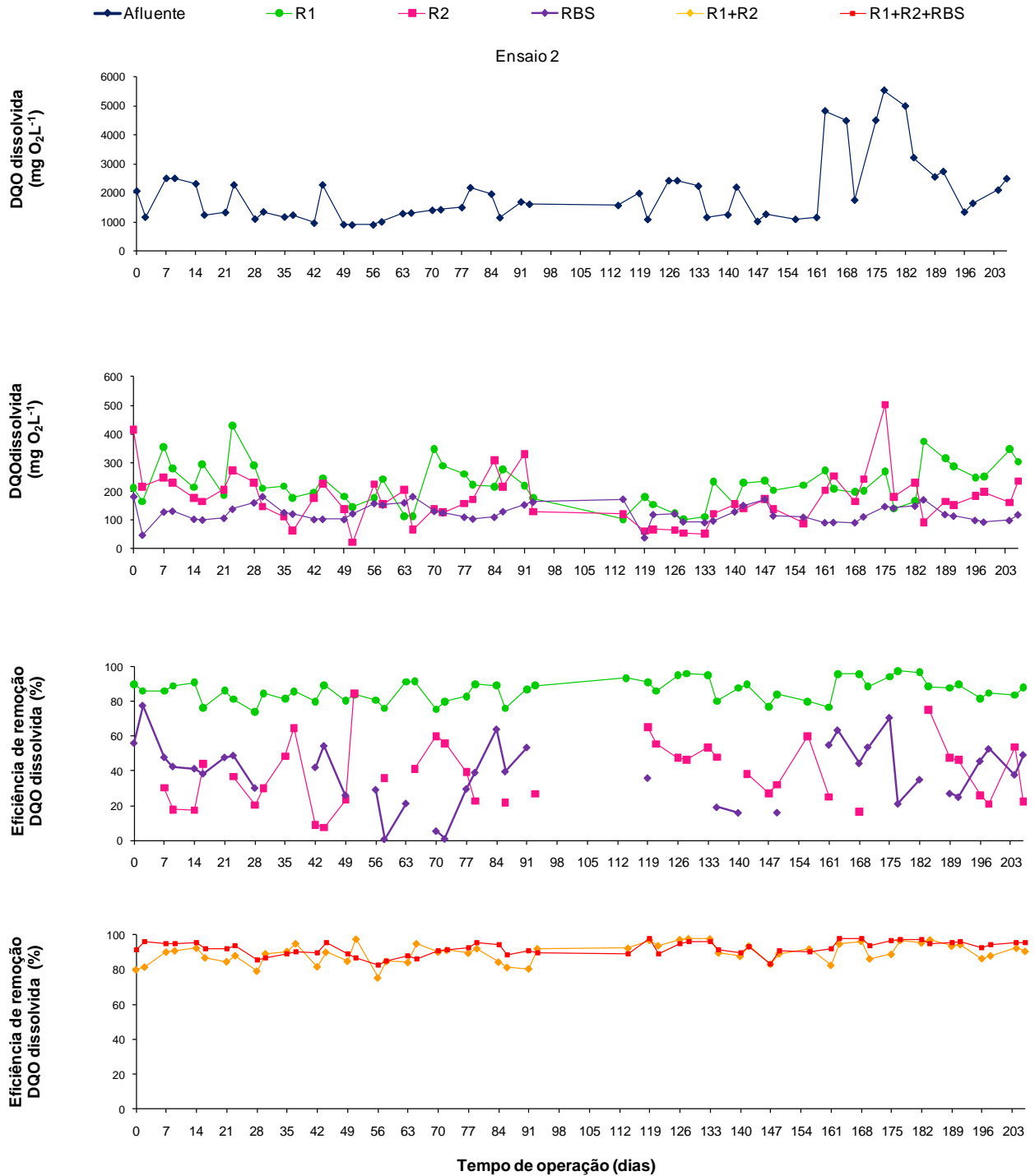


Figura 28. Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbico com reatores UASB (R1 e R2) seguido de reator operado em batelada sequencial (RBS) no ensaio 2.

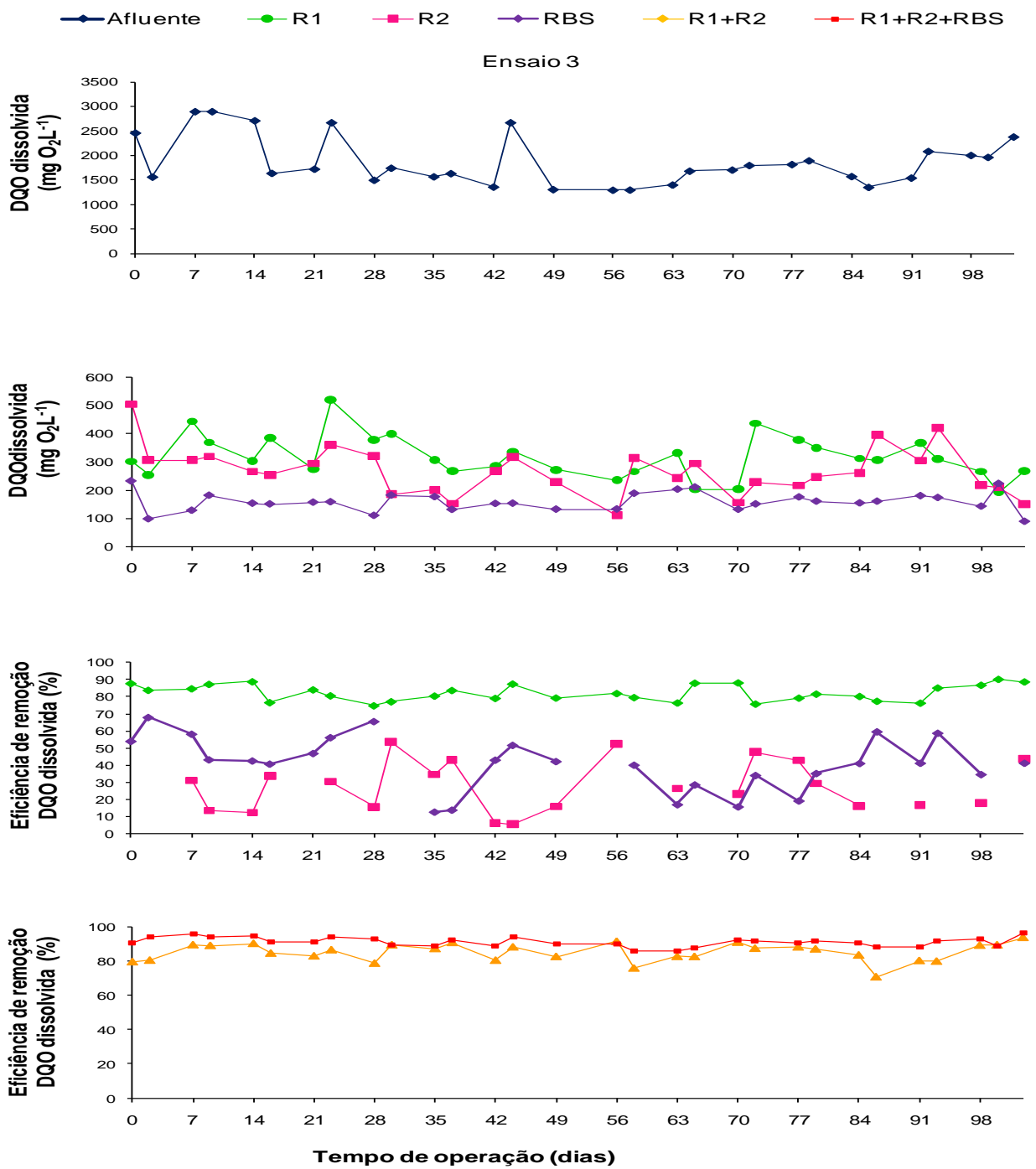


Figura 29. Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB (R1 e R2) seguido de reator operado em batelada sequencial (RBS) no ensaio 3.

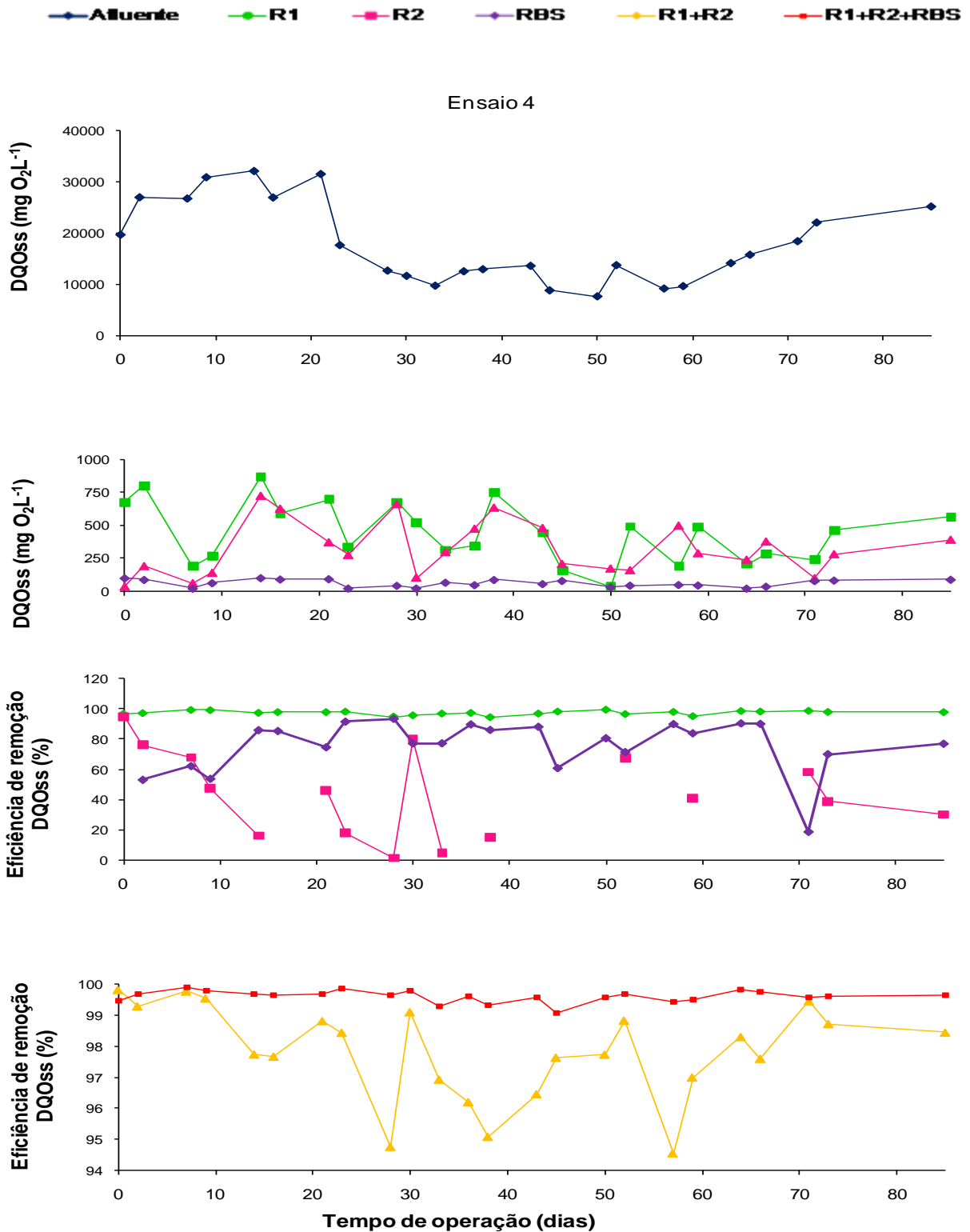


Figura 30. Valores da DQO_{diss} do afluente e efluentes e das eficiências de remoção do sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB (R1 e R2) seguido de reator operado em batelada sequencial (RBS) no ensaio 4.

4.1.3 Sólidos suspensos totais (SST), voláteis (SSV) e fixos (SSF)

Os valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), sólidos suspensos fixos (SSF), das eficiências de remoção dos reatores UASB (R1 e R2) e do conjunto R1+R2 e os respectivos coeficientes de variação (CV), obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, nos ensaios 1, 2, 3 e 4 estão apresentados na Tabela 15.

Tabela 15. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações dos sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF), do afluente e dos efluentes, e das eficiências de remoção (E) nos reatores UASB (R1 e R2) e no conjunto de reatores (R1+R2), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Parâmetros | Reatores | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 | F | CV | | | | | |
|------------|-------------------|----------|----------|----------|----------|-------|-----|-------|-----|-------|-------|-----|
| SST | Afluente | 13796 | a | 9592 | bc | 10367 | b | 10767 | b | 2,6** | 57 | |
| | g L ⁻¹ | R1 | 440 | b | 837 | a | 478 | b | 475 | b | 1,9** | 309 |
| | | R2 | 180 | c | 688 | a | 328 | b | 345 | b | 1,6** | 242 |
| | E (%) | R1 | 95 | a | 95 | a | 91 | a | 95 | a | 1,5ns | 8 |
| | | R2 | 62 | a | 41 | b | 37 | b | 36 | b | 3,5** | 6 |
| | | R1+R2 | 98 | a | 96 | a | 95 | a | 96 | a | 3,4ns | 10 |
| SSV | Afluente | 7775 | a | 6133 | b | 7376 | a | 7699 | a | 1,4** | 81 | |
| | g L ⁻¹ | R1 | 248 | c | 207 | c | 406 | a | 357 | b | 0,4** | 203 |
| | | R2 | 90 | c | 141 | b | 275 | a | 240 | a | 1,3** | 338 |
| | E (%) | R1 | 94 | a | 95 | a | 94 | a | 94 | a | 2,3ns | 10 |
| | | R2 | 66 | a | 47 | b | 48 | b | 39 | b | 4,1** | 11 |
| | | R1+R2 | 97 | a | 96 | a | 96 | a | 96 | a | 0,5ns | 7 |
| SSF | Afluente | 6021 | a | 3459 | b | 3576 | b | 3159 | b | 3,4* | 93 | |
| | g L ⁻¹ | R1 | 219 | a | 198 | a | 217 | a | 275 | a | 1,7ns | 44 |
| | | R2 | 88 | b | 67 | b | 78 | b | 118 | a | 5,7** | 262 |
| | E (%) | R1 | 94 | a | 95 | a | 94 | a | 89 | a | 0,7ns | 12 |
| | | R2 | 61 | a | 47 | b | 39 | b | 40 | b | 6,9** | 18 |
| | | R1+R2 | 98 | a | 96 | a | 95 | a | 95 | a | 0,3ns | 11 |

Os valores médios das concentrações de SST e SSV no afluente foram 13796, 9592, 10367 e 10767 mg L⁻¹ e de 7775, 6133, 7376 e 7699 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e diferiram significativamente (p<0,01). O menor (p<0,05) valor ocorreu no ensaios 2, e foi em torno de 9,5 g L⁻¹ de SST e o maior (p<0,05) no ensaio 1, com valor em torno de 13,7 g L⁻¹.

Os valores médios de SSV no afluente corresponderam a 56, 64, 71 e 71% dos valores médios de SST, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Estes resultados

confirmaram que as águas residuárias de suinocultura apresentaram uma composição predominante de material orgânico dos sólidos suspensos.

Os valores médios de SST no efluente do R1 foram de 440, 837, 478 e 475 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$). Nos ensaios 3 e 4, as concentrações de SST no efluente foram menores ($p < 0,05$) do que no ensaio 2, apesar da utilização de menor TDH. Isto pode ser justificado em virtude do tipo de afluente, pois nos ensaios 3 e 4 utilizou-se águas residuárias de suinocultura de local diferente dos ensaios 1 e 2. Além disso, no final do ensaio 2 ocorreram temperaturas menores (Figura 9) e as concentrações de SST de SST no afluente aumentaram (Figura 33).

Os valores médios de SSV foram de 248, 207, 406 e 375 mg L⁻¹, e no ensaio 3 foi significativamente ($p < 0,05$) maior do que nos demais ensaios. Os valores de SSV no efluente do R1 corresponderam de 24 a 84% dos SST.

As eficiências médias de remoção de SST no R1, durante a operação nos quatro ensaios variaram de 91 a 95%, ($p < 0,05$) não diferindo significativamente. Para as eficiências de SSV os valores médios foram de 96 a 97%, ($p < 0,05$) não diferindo significativamente. Estes resultados foram superiores aos encontrados por RAMIRES (2005), tratando águas residuárias de suinocultura com concentrações de SST de 13 g L⁻¹ no reator UASB (R1) com TDH de 36 h e COV de 13 g DQO total (L d⁻¹), que obteve eficiências médias de remoção de SST de 82% e de SSV de 85%.

Resultados inferiores foram também observados por SCHOENHALS et al. (2007), os quais avaliaram o desempenho de dois reatores UASB operados em escala real com volume de 27,5 m³, tratando águas residuárias de suinocultura com SST variando 1600 e 3330 mg L⁻¹ e DQO de 6750 a 13525 mg L⁻¹, com TDH de 15,7 h e obtiveram eficiências de remoção de SST de 72,5%.

Confirmando que a adaptação do lodo, o TDH e a malha da peneira para separação de sólidos (RAMIRES (2005) utilizou malha quadrada de 2mm) podem influenciar o desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura.

No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), as eficiências médias de remoção de SST e SSV foram de 98, 96, 95 e 96% e de 97; 96; 96 e 96%, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. O coeficiente de variação das eficiências de

remoção dos SST e dos SSV no sistema de tratamento anaeróbio (R1 + R2) foram de 10 e 7%, respectivamente, confirmando a estabilidade e a robustez do sistema de tratamento com o reator UASB em série, para o tratamento águas residuárias de suinocultura, com altas concentrações de sólidos suspensos e muitas vezes com variações acentuadas ao longo do tempo de operação (Figuras 31 a 34).

Com a redução do TDH de 54 para 48, 42 e 36 h nos ensaios 1, 2, 3 e 4 observou-se diminuição na eficiência de remoção de SST do sistema (R1+R2) de 98 para 95 e 96%, porém não diferindo significativamente ($p < 0,05$).

Observou-se também que a eficiência de remoção de SSV do sistema (R1+R2) manteve-se estável, com a diminuição do TDH, entre de 97 e 96% nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente. Confirmando que para a faixa de TDH, COV e SST do afluente estudadas é possível manter altas e estáveis eficiências de remoção de matéria orgânica com a utilização do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB.

As eficiências médias de remoção de SST obtidas neste trabalho foram superiores as obtidas por Urbinati (2006), que obteve eficiências médias de remoção de SST de 86 e 76%, com a aplicação do tempo de detenção hidráulica (TDH) de 58 e 19 h, com estes reatores UASB (R1 e R2), no tratamento de águas residuárias de suinocultura com SST de 4,5 e 1,4 g L⁻¹, respectivamente. Demonstrando que o aumento da concentração de SST do afluente não prejudicou o desempenho do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB para a remoção de matéria orgânica suspensa.

As variações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e as respectivas eficiências de remoção para os ensaios 1, 2, 3 e 4 estão apresentados nas Figuras 31 a 38. Observa-se que mesmo com as altas concentrações de SST e SSV do afluente e com suas variações acentuadas ao longo do experimento foi possível obter elevadas eficiências de remoção de SST e SSV, com baixos CV (7 e 10%) e qualidade do efluente estável, com baixas concentrações de SSV, variando-se significativamente o TDH e a COV no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB.

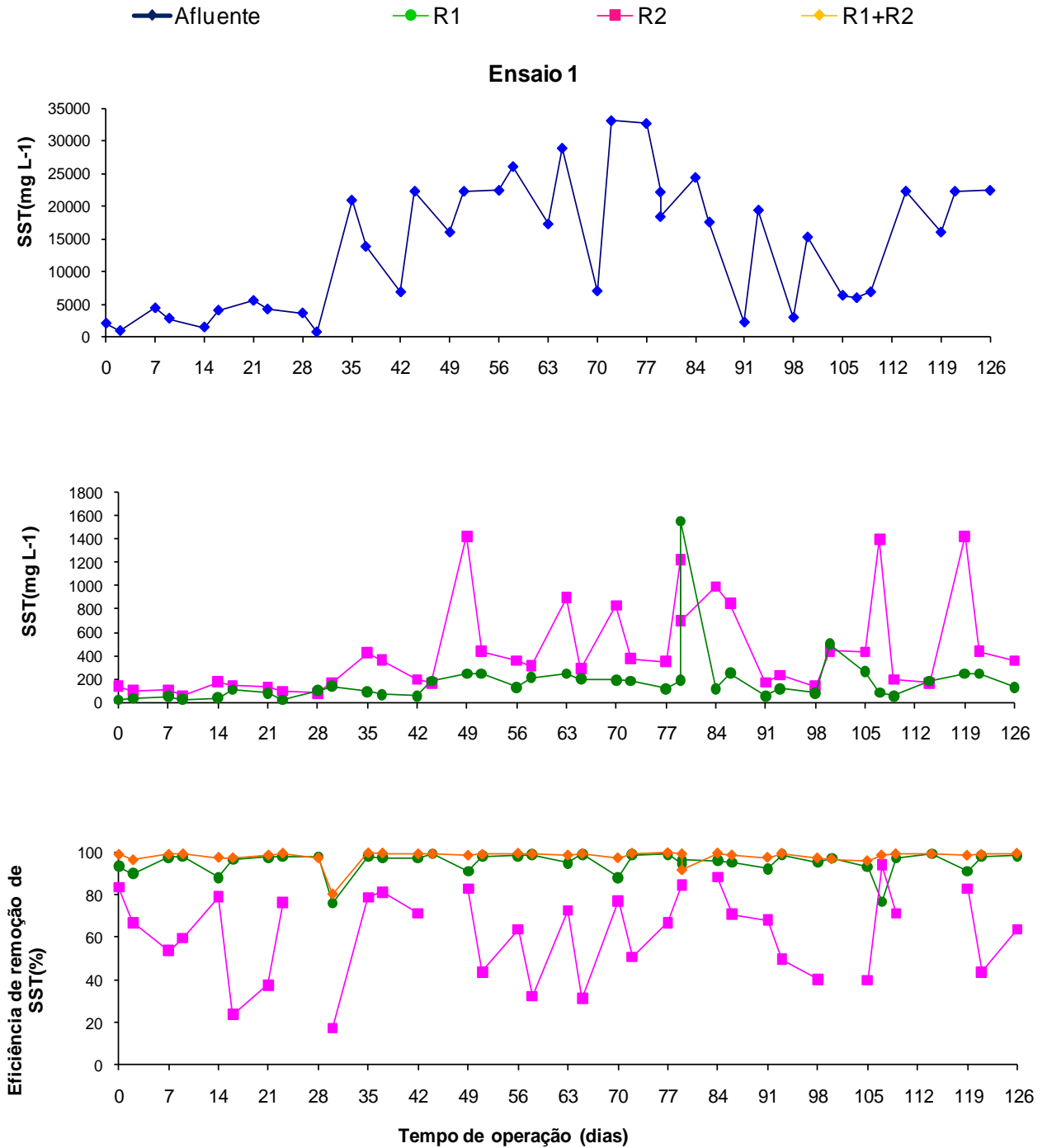


Figura 31. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST nos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 1.

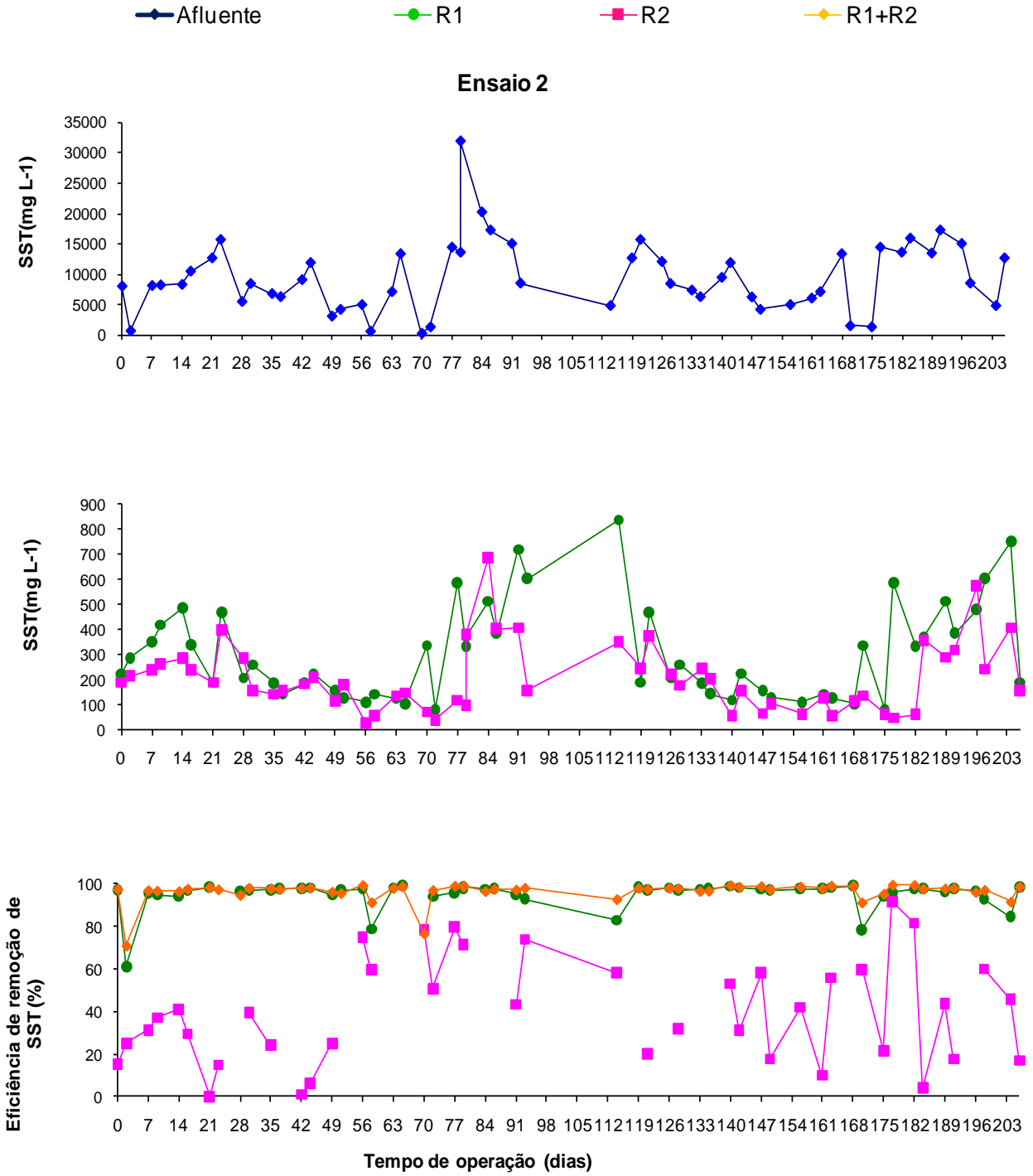


Figura 32. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST nos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 2.

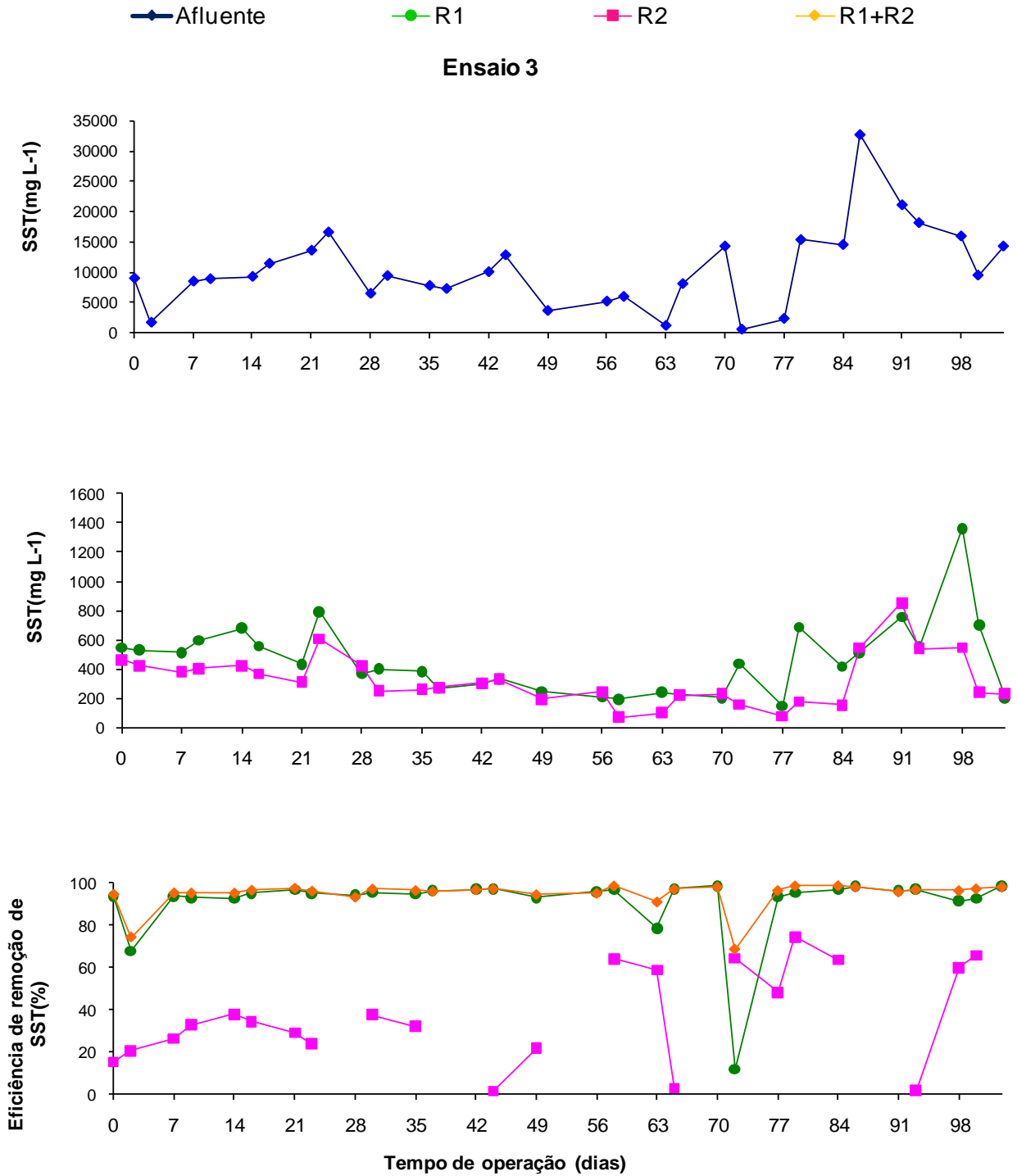


Figura 33. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST nos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 3.

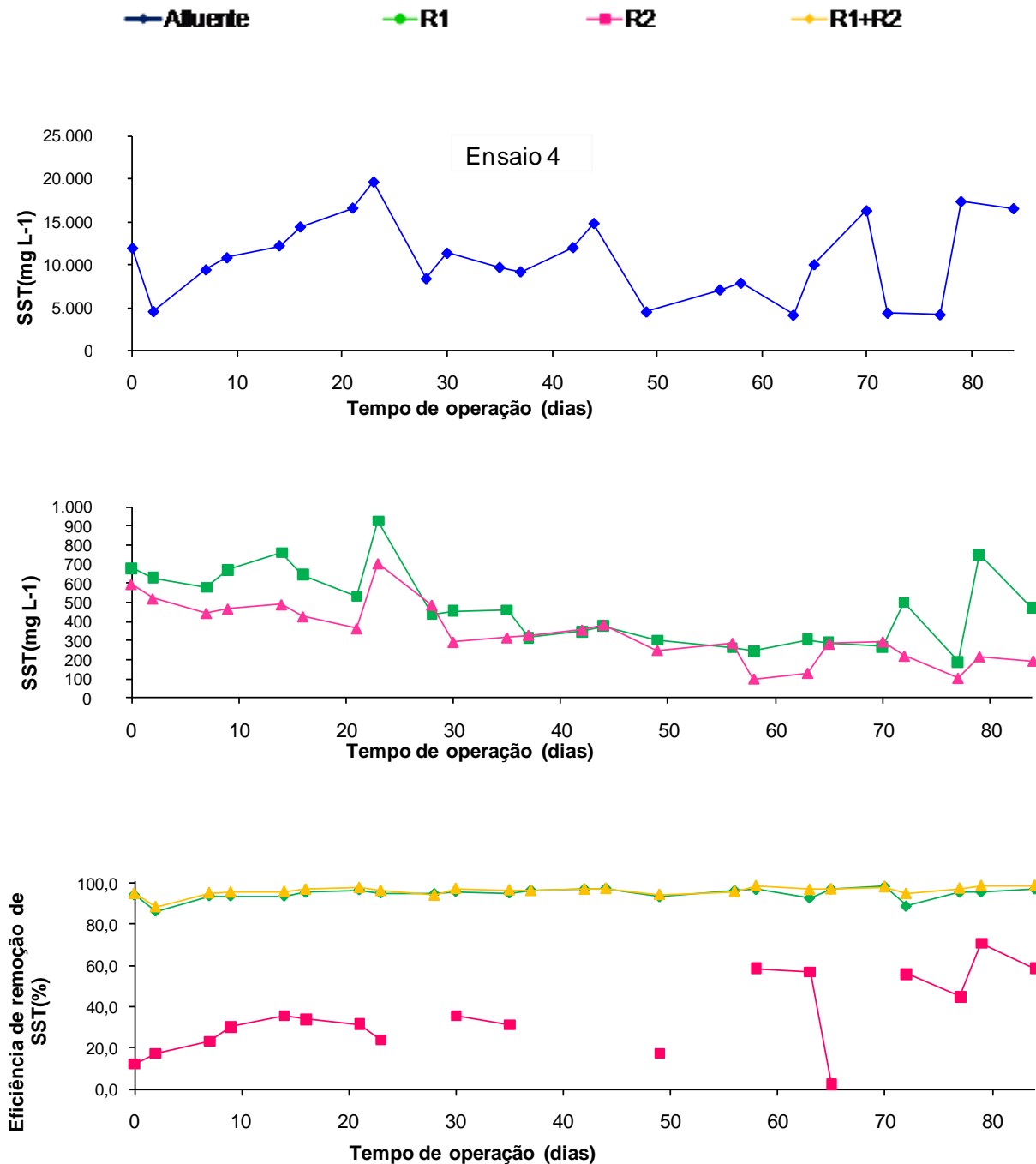


Figura 34. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST nos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 4.

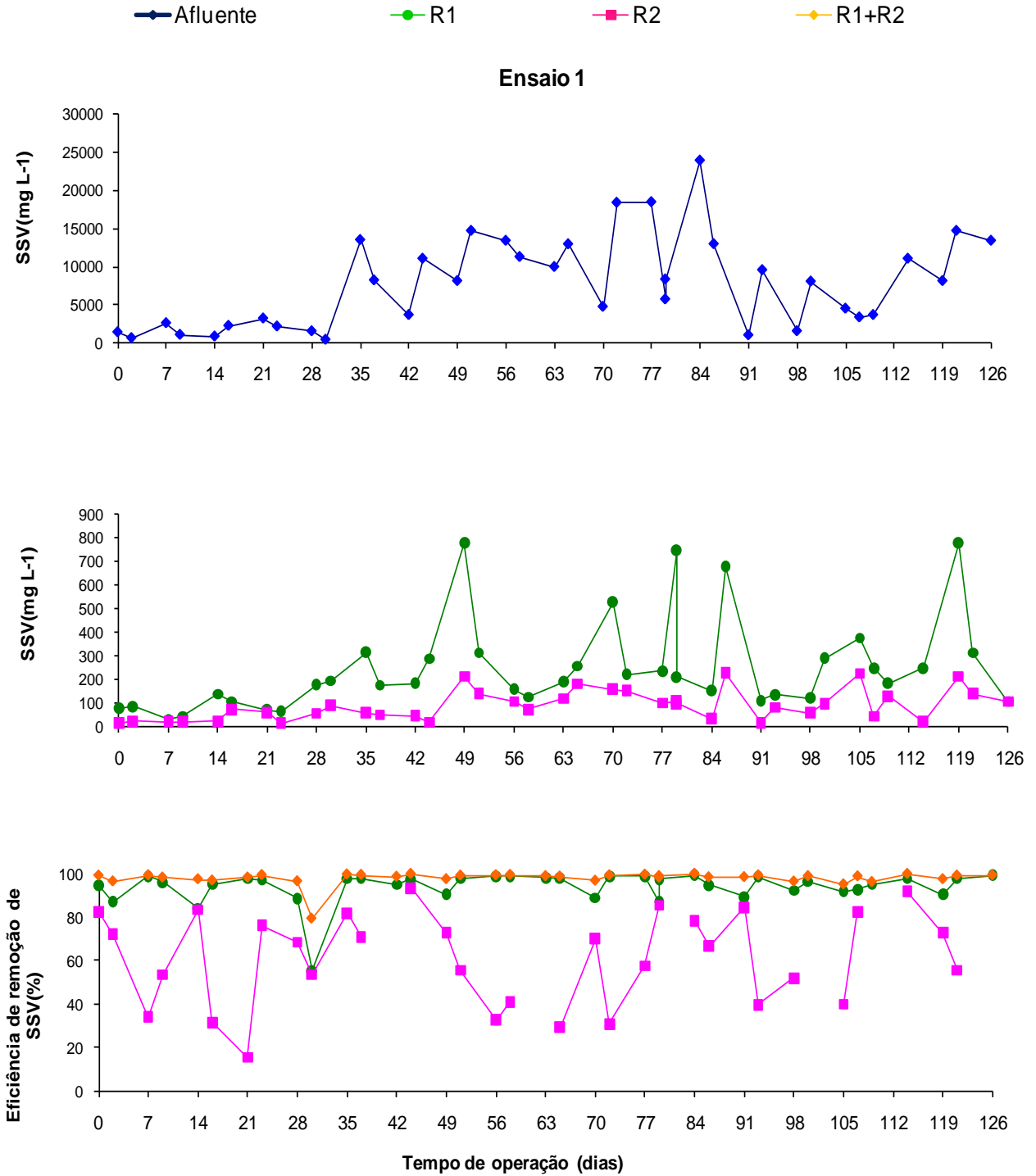


Figura 35. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV nos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 1.

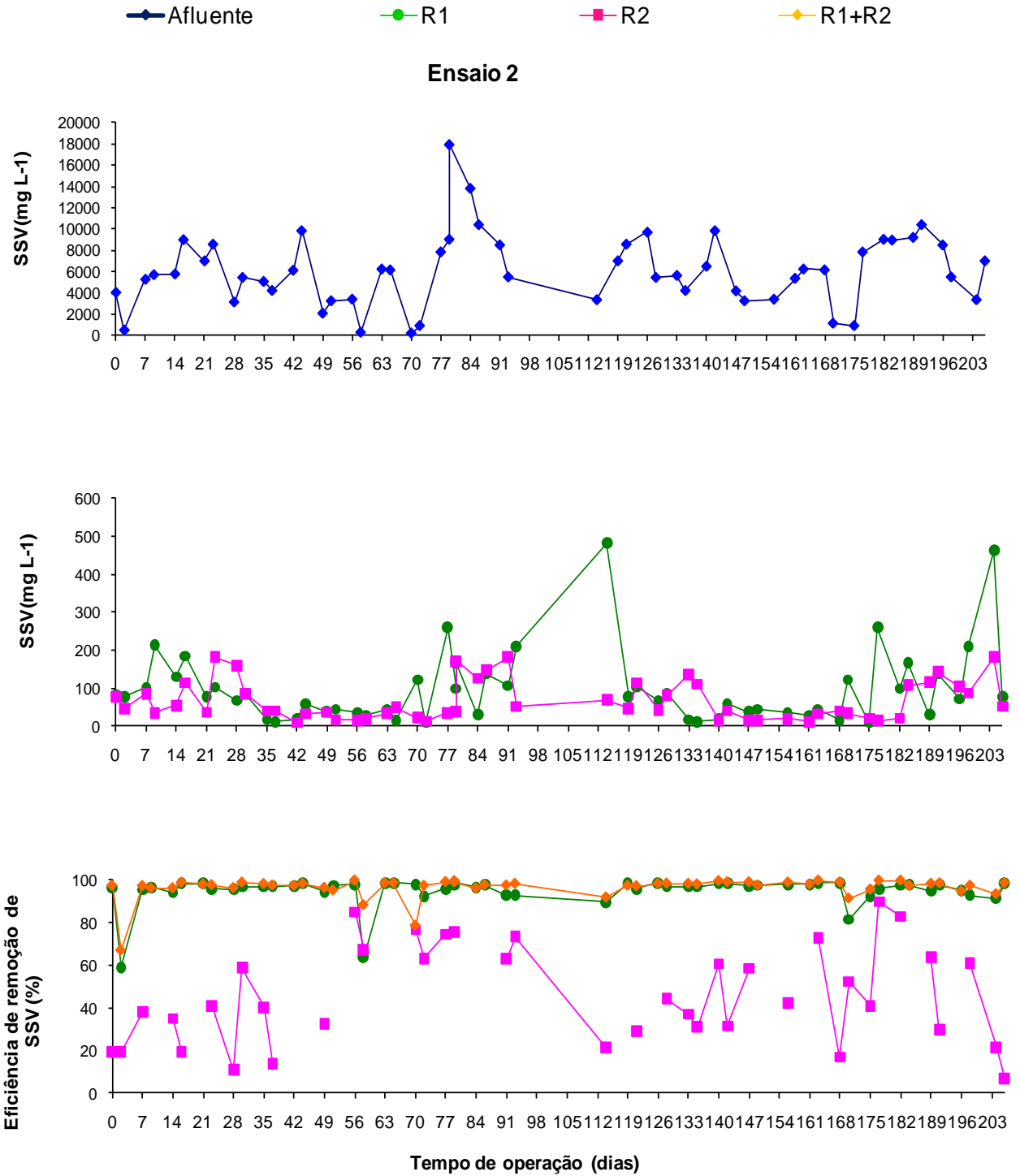


Figura 36. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV nos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 2.

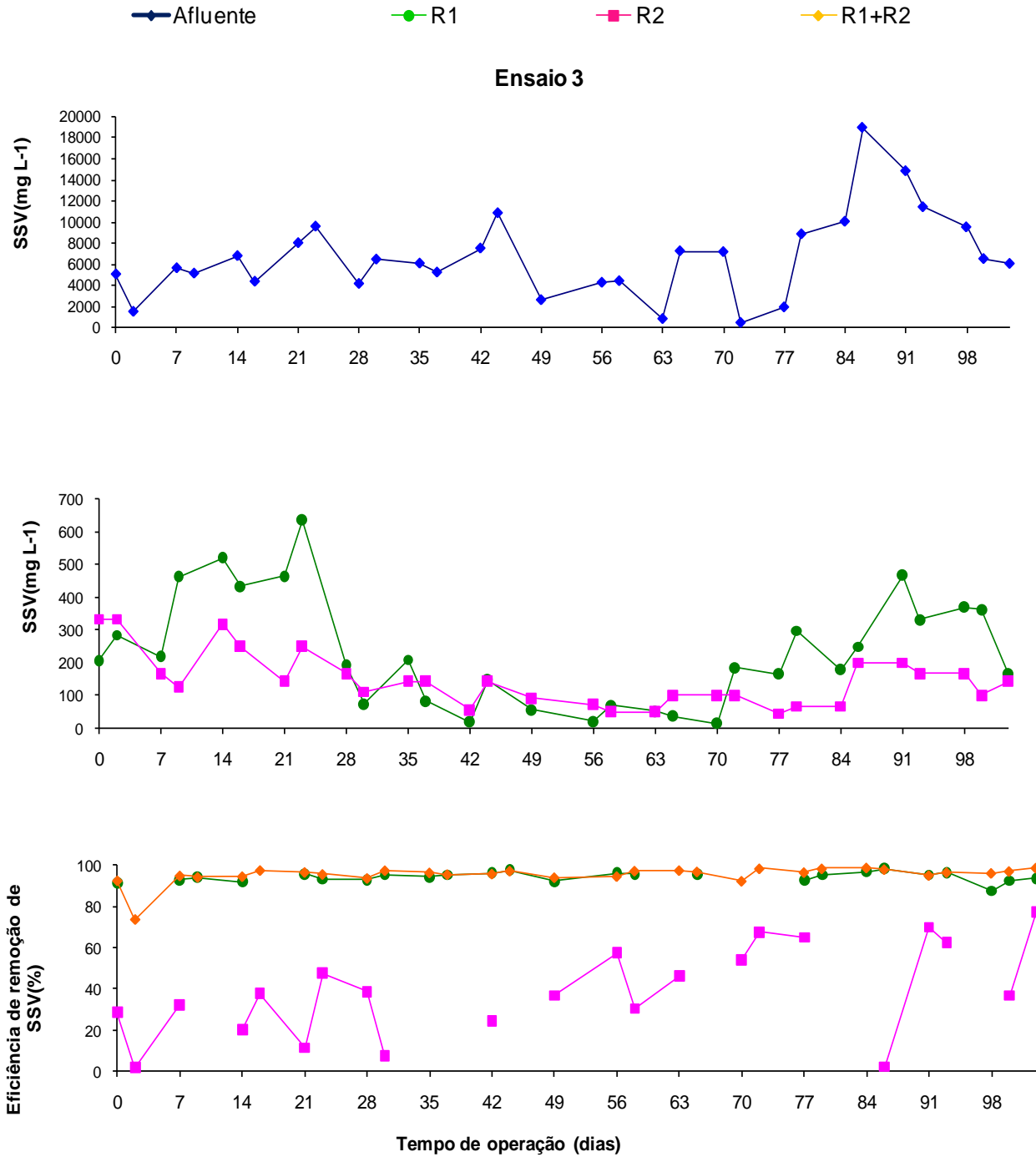


Figura 37. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV nos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 3.

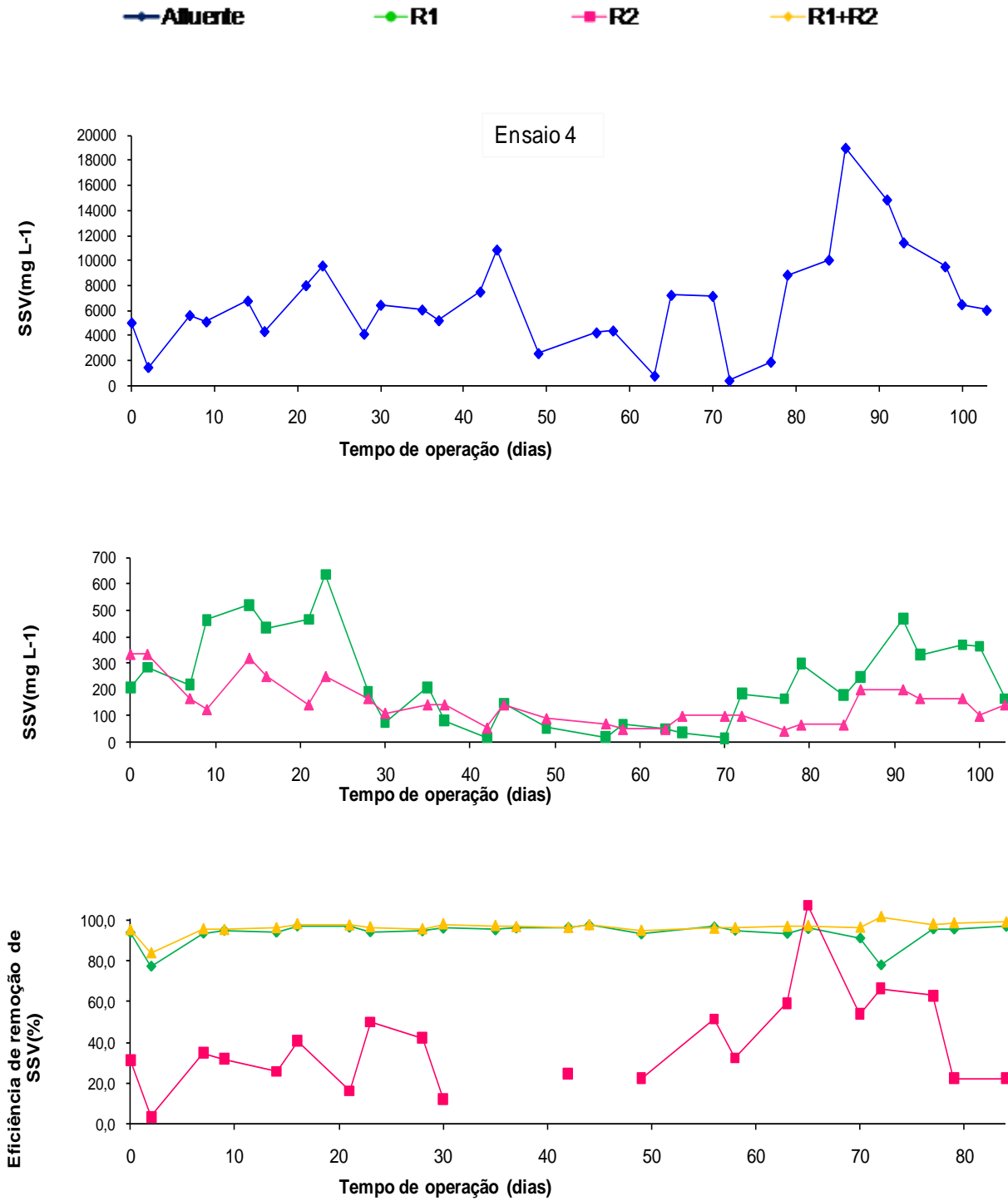


Figura 38. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV nos reatores R1, R2 e R1+R2 no ensaio 4

Na Tabela 16 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações dos sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF), do afluente e dos efluentes, e das eficiências de remoção (E) nos reatores anaeróbio UASB em dois estágios (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial com fase aeróbia (RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Tabela 16. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações dos sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF), do afluente e dos efluentes, e das eficiências de remoção (E) nos reatores anaeróbio UASB em dois estágios (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial com fase aeróbia (RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Parâmetros | Reatores | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 | F | CV | | | | | |
|------------|-------------------|-------------------|----------|----------|----------|-------|------|-------|------|--------|--------|-------|
| SST | Afluente | 10480 | a | 9287 | a | 10173 | a | 10361 | a | 2,6 ns | 57 | |
| | g L ⁻¹ | R1 | 392 | c | 785 | a | 486 | b | 360 | b | 1,9 ** | 39 |
| | | R2 | 221 | b | 416 | a | 343 | ab | 418 | a | 2,8** | 23 |
| | | RBS | 67 | b | 69 | b | 47 | b | 110 | a | 1,6** | 242 |
| | | E (%) | R1 | 96 | a | 89 | a | 93 | a | 93 | a | 1,5ns |
| | | R2 | 51 | b | 53 | b | 87 | a | 73 | a | 2,2** | 12 |
| | | R1+R2 | 97 | a | 91 | a | 94 | a | 94 | a | 3,9ns | 18 |
| | | R1+R2+RBS | 99 | a | 99 | a | 99 | a | 98 | b | 3,4* | 7 |
| | SSV | Afluente | 6466 | ab | 5828 | b | 6696 | ab | 7532 | a | 1,4ns | 81 |
| | | g L ⁻¹ | R1 | 240 | b | 586 | a | 232 | b | 239 | b | 0,4ns |
| R2 | | | 135 | a | 121 | a | 147 | a | 101 | a | 1,9ns | 10 |
| RBS | | | 45 | a | 45 | a | 30 | a | 31 | a | 1,3 ns | 338 |
| E (%) | | | R1 | 95 | a | 87 | a | 94 | a | 96 | a | 2,3ns |
| | | R2 | 49 | b | 71 | a | 44 | b | 60 | a | 3,0 ** | 9 |
| | | R1+R2 | 96 | a | 95 | a | 96 | a | 98 | a | 0,9ns | 17 |
| | | R1+R2+RBS | 99 | a | 99 | a | 99 | a | 99 | a | 0,5ns | 6 |
| SSF | | Afluente | 4013 | a | 3459 | b | 3477 | b | 2829 | b | 3,4** | 93 |
| | | g L ⁻¹ | R1 | 174 | b | 207 | ab | 264 | ab | 317 | a | 1,7** |
| | R2 | | 91 | b | 121 | ab | 196 | a | 251 | a | 4,1** | 21 |
| | RBS | | 27 | b | 24 | b | 18 | b | 79 | a | 5,7** | 262 |
| | E (%) | | R1 | 94 | a | 90 | a | 87 | a | 72 | b | 0,7** |
| | | R2 | 73 | a | 85 | a | 54 | b | 29 | c | 0,4** | 8 |
| | | R1+R2 | 96 | a | 92 | a | 89 | a | 83 | a | 1,2** | 5 |
| | | R1+R2+RBS | 98 | a | 98 | a | 98 | a | 91 | a | 0,3ns | 11 |

No conjunto II, as concentrações de SST no afluente tiveram valores médios de 10480, 9287, 10173 e 10361 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente e não diferiram significativamente ($p>0,01$). As concentrações de SST no efluente do R1

tiveram valores médios de 392, 785, 486 e 360 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente e diferiram significativamente ($p < 0,01$).

No efluente do R2 as concentrações de SST tiveram valores médios de 221, 416, 343, 418 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente e diferiram significativamente ($p < 0,01$). No efluente do RBS as concentrações de SST tiveram valores médios de 67, 69, 47 e 110 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente e diferiram significativamente ($p < 0,01$) e no ensaio 4 foi significativamente maior do que nos demais ensaios.

No ensaio 1, as concentrações médias de SST nos efluentes do R1, R2 e RBS diminuíram acentuadamente e foram de 392; 221 e 67 mg L⁻¹, respectivamente. As concentrações médias de SST nos efluentes do R1, R2 e RBS no ensaio 2, foram de 785, 416 e 69 mg L⁻¹, respectivamente. No ensaio 3 as concentrações médias de SST nos efluentes do R1, R2 e RBS foram de 486; 343 e 47 mg L⁻¹ respectivamente. As concentrações médias de SST nos efluentes do R1, R2 e RBS no ensaio 4, foram de 360, 418 e 110 mg L⁻¹, respectivamente.

Os valores médios de SSV no R1 foram de 248, 207, 406 e 375 mg L⁻¹, e no ensaio 3 foi significativamente ($p < 0,05$) maior do que nos demais ensaios. Os valores de SSV no efluente do R1 corresponderam de 24 a 84% dos SST.

As eficiências de remoção de SST no reator R1, R1+R2 e R1+R2+RSB foram de 96, 89, 93 e 93%, 97, 91, 94 e 94% e de 99, 99, 99 e 98% , respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4. Houve diferenças significativa ($p < 0,05$) somente para o R1+R2+RBS com a menor eficiência no ensaio 4, com o menor TDH.

As eficiências de remoção de SSV nos ensaios 1, 2, 3 e 4, no reator R1, R1+R2 e R1+R2+RSB foram de 95, 87, 94, 96% e 96, 95, 96 e 98% e de 99, 99, 99, 99% respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, não apresentando diferenças significativas ($p > 0,01$).

Os valores médios de SSV no afluente corresponderam a 62, 63, 66 e 73% dos valores médios de SST, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Estes resultados confirmaram que as águas residuárias de suinocultura apresentaram uma composição predominante de material orgânico dos sólidos suspensos.

Mesmo com SST do afluente elevado, de 9287 a 10480 mg L⁻¹, neste trabalho também foi possível obter eficiências de remoção de SSV elevada e estáveis

superiores no R1 (de 87 e 96%), em virtude do longo período de operação dos reatores UASB.

Mesmo com a redução do TDH de 54 para 48, 42 e 36 h, nos ensaios 1, 2, 3 e 4 observou-se que nos efluentes do R2 e RBS as concentrações de SSV foram baixas resultando em altas eficiências de remoção que também não diferiram significativamente ($p > 0,01$). Indicando que a redução acentuada do TDH no R1 e o aumento da significativo da COV, na faixa estudada, não influenciaram a qualidade do efluente e a eficiência de remoção da matéria orgânica suspensa.

No reator R2 ocorreram as menores eficiências de remoção de SST e SSV, entretanto, houve contribuição, para a manutenção da estabilidade e das altas eficiências de remoção no conjunto de reatores em dois estágios (R1 + R2), evidenciando a vantagem de aplicar o processo anaeróbio em dois estágios para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com altas concentrações de sólidos suspensos utilizando reatores UASB.

A contribuição do R2 aumentou com a aplicação de menores TDH e conseqüentemente maiores COV, de tal forma que para a remoção de SST, as eficiências de remoção do R2 aumentaram significativamente nos ensaios 3 e 4, quando os TDH foram menores e a COV aumentou significativamente.

DUDA e OLIVEIRA (2009), tratando águas residuárias de suinocultura avaliaram o desempenho de um reator anaeróbio operado em batelada sequencial e obtiveram, com TDH de 36 h e COV de $11,7 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$, valor médio de 75% de eficiência de remoção de SST.

ABREU NETO e OLIVEIRA (2009), em reator ABR seguido de UASB, com aplicação de TDH de 24 h e COV de $13,4 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$, obtiveram 83% de eficiência de remoção de SST no reator ABR; e SANTOS (2009) com a utilização de quatro reatores anaeróbios horizontais, em série, obteve 86% de eficiência de remoção no primeiro reator, com a aplicação de COV de $52,6 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$.

DUDA (2006), aplicando TDH de 36 h e COV de $13 \text{ g DQO total} (\text{L d})^{-1}$ em RBS anaeróbio em dois estágios (R1 e R2), alimentado com afluente com SST de 10 g L^{-1} , observou eficiências de remoção de SST de 80% e SSV de 77% no R1.

Com a inclusão do sistema de pós-tratamento, composto por um reator operado em batelada sequencial com fase aeróbia (RBS), as concentrações médias de SST e

SSV no efluente foram reduzidas acentuadamente, para valores médios entre 47 a 110 mg L⁻¹ e 30 a 45 mg L⁻¹, respectivamente, permitindo recomendá-lo quando houver necessidade de efluente com baixas concentrações de sólidos suspensos para disposição final.

Neste estudo, no reator RBS, observou-se eficiências de remoção de SST e SSV entre 77 e 93% e 73 e 92%, respectivamente, evidenciando que foi possível a obtenção de eficiências de remoção similares e superiores às já encontradas em reator RBSAnaeróbio, ABR e RALF, aplicando-se COV até mais alta.

A relação SSV/SST no efluente variou de 0,28 a 0,67. Observou-se que a relação SSV/SST no RBS encontrou-se próxima da faixa (de 0,75 a 0,77) apresentada em literatura para boas remoções da fração orgânica (VON SPERLING, 2005).

Comportamento similar, com relação à pouca variação e as altas eficiências de remoção de DQO e de SST, também foi verificado em outros trabalhos com sistemas de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio, com diferentes configurações e condições operacionais.

ZHANG et al. (2006) utilizaram afluente (águas residuárias de suinocultura) com SST de 1,86 g L⁻¹ em RBS (com fases anaeróbias, anóxicas e aeróbia) com TDH de 3,3 d e obtiveram eficiências de remoção de SST de 90,3% e de SSV de 92,6%.

TORRES & FORESTI (2001), utilizando UASB-RBS, com TDH de 6 h no UASB, obtiveram eficiências de remoção de SST de 84% com aeração de 2 h e 86% com 10 h de aeração, com concentrações médias de SST no afluente (esgoto sintético) variando de 44 a 131 mg L⁻¹.

SANTANA (2008), utilizando dois reatores UASB, em série, seguidos de RBS, encontrou valores para remoções de DQO_{total}, DQO_{dissolvida}, SST e SSV de 96 a 99%, 85 a 93%, 96 a 99% e 95 a 99%, respectivamente. Da mesma forma que no conjunto I (reatores UASB em dois estágios), foi possível observar os efeitos do uso do R1+R2, melhorados, no que diz respeito à qualidade do efluente e conseqüentemente das remoções de SST e SSV, com a inclusão do RBS

Nas Figuras 39 a 46 estão apresentadas as variações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) dos reatores bem como das respectivas eficiências de remoção de SST e SSV nos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

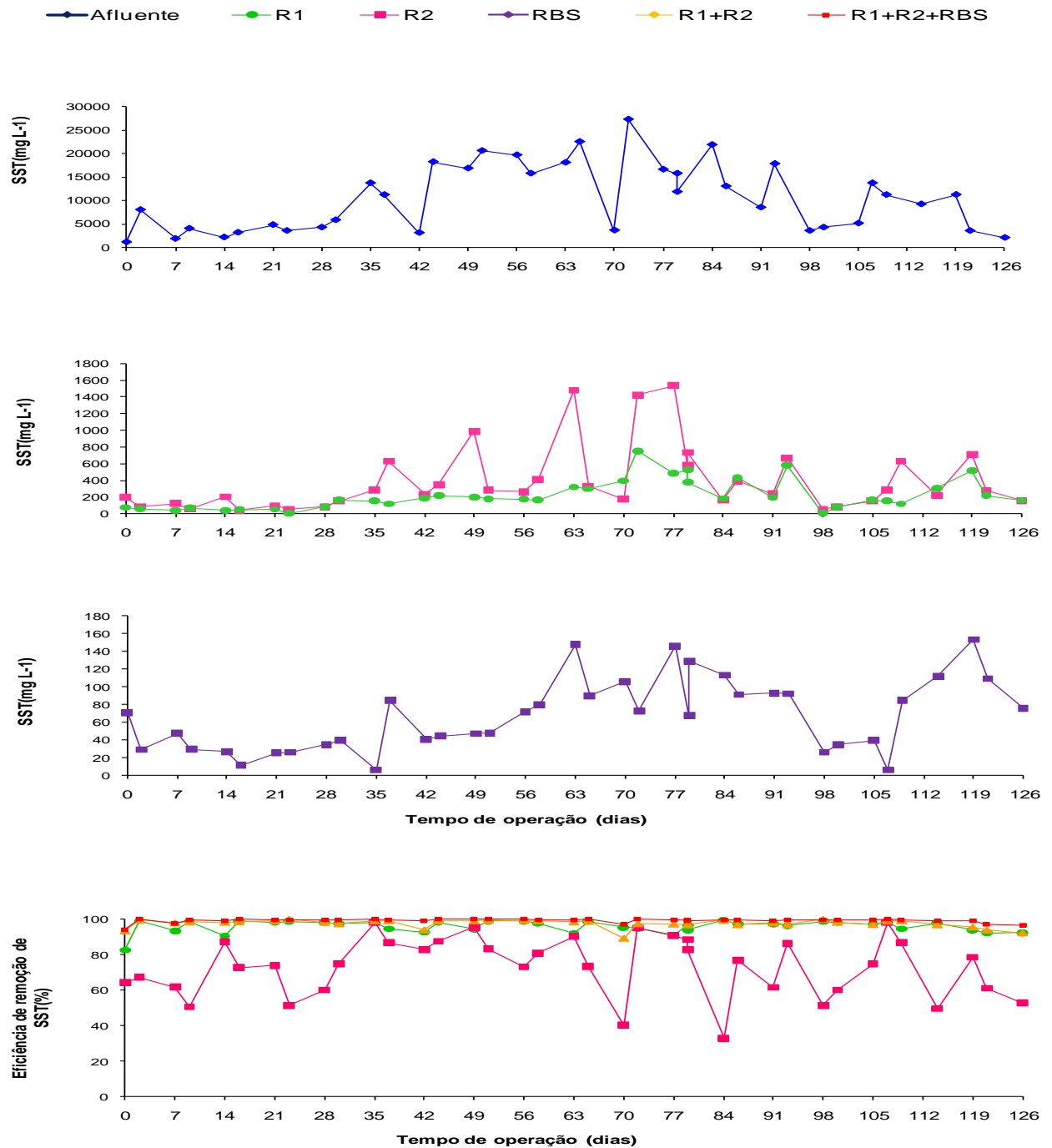


Figura 39. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 1.

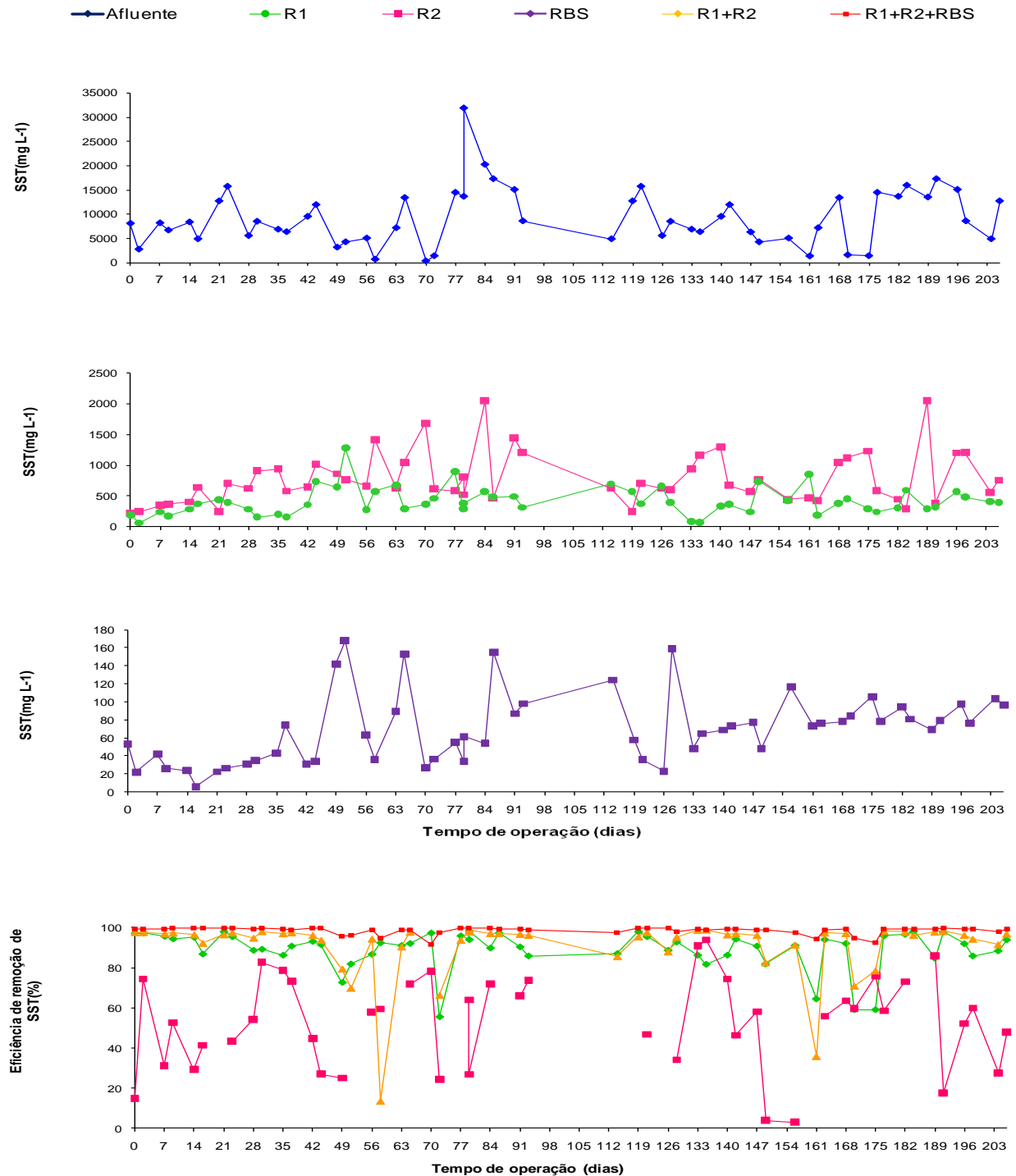


Figura 40. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 2.

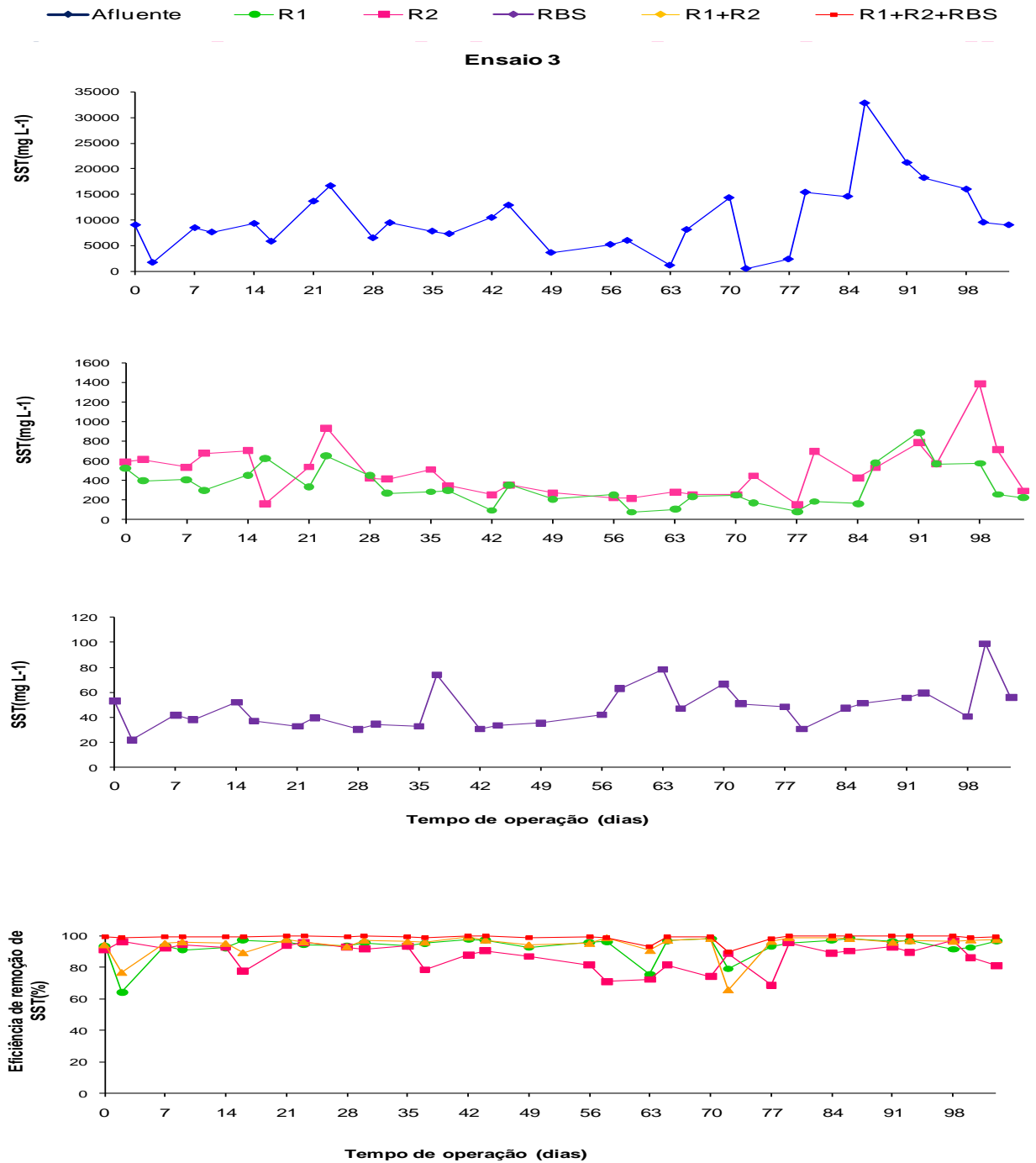


Figura 41. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 3.

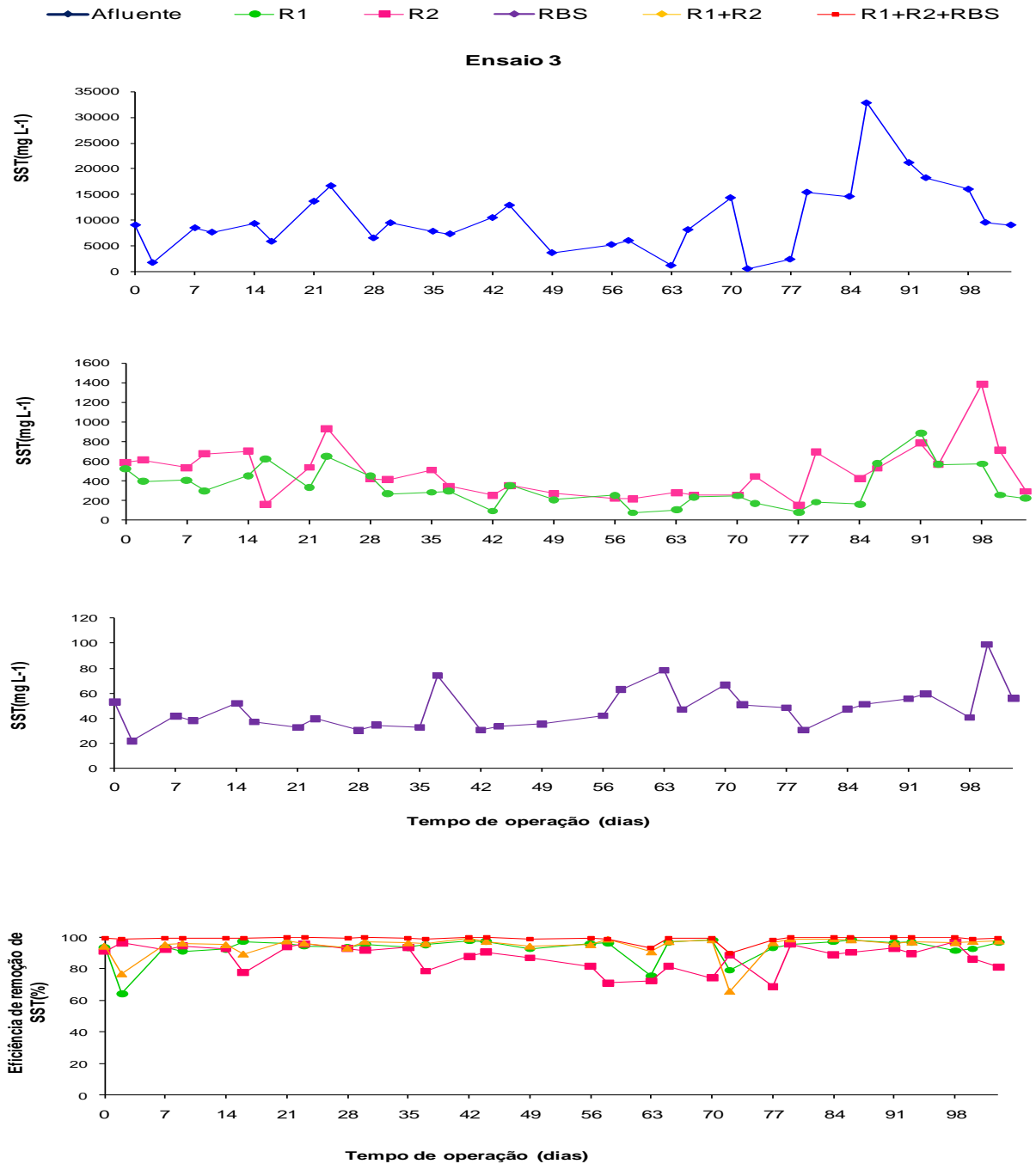


Figura 42. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 4.

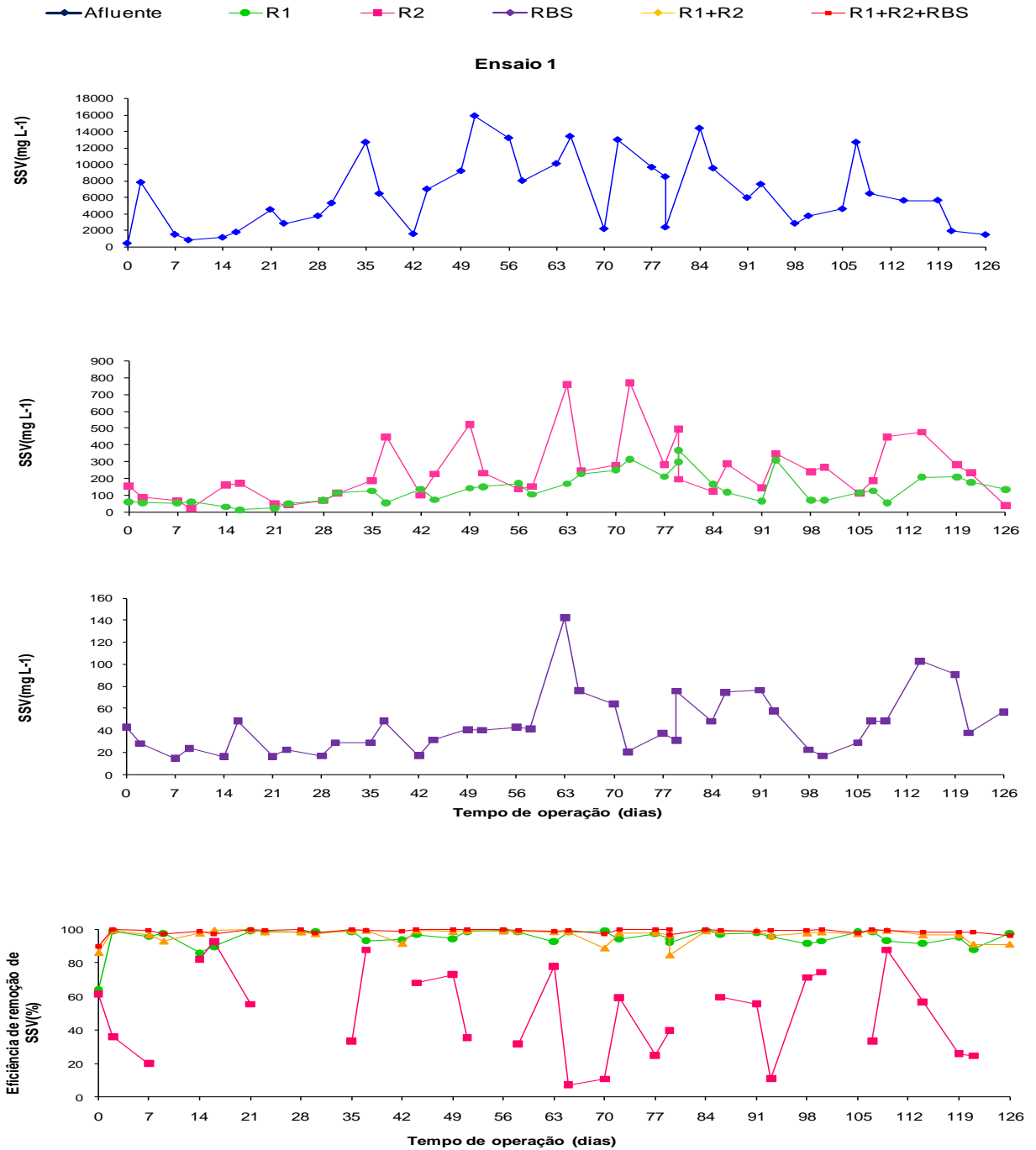


Figura 43. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 1.

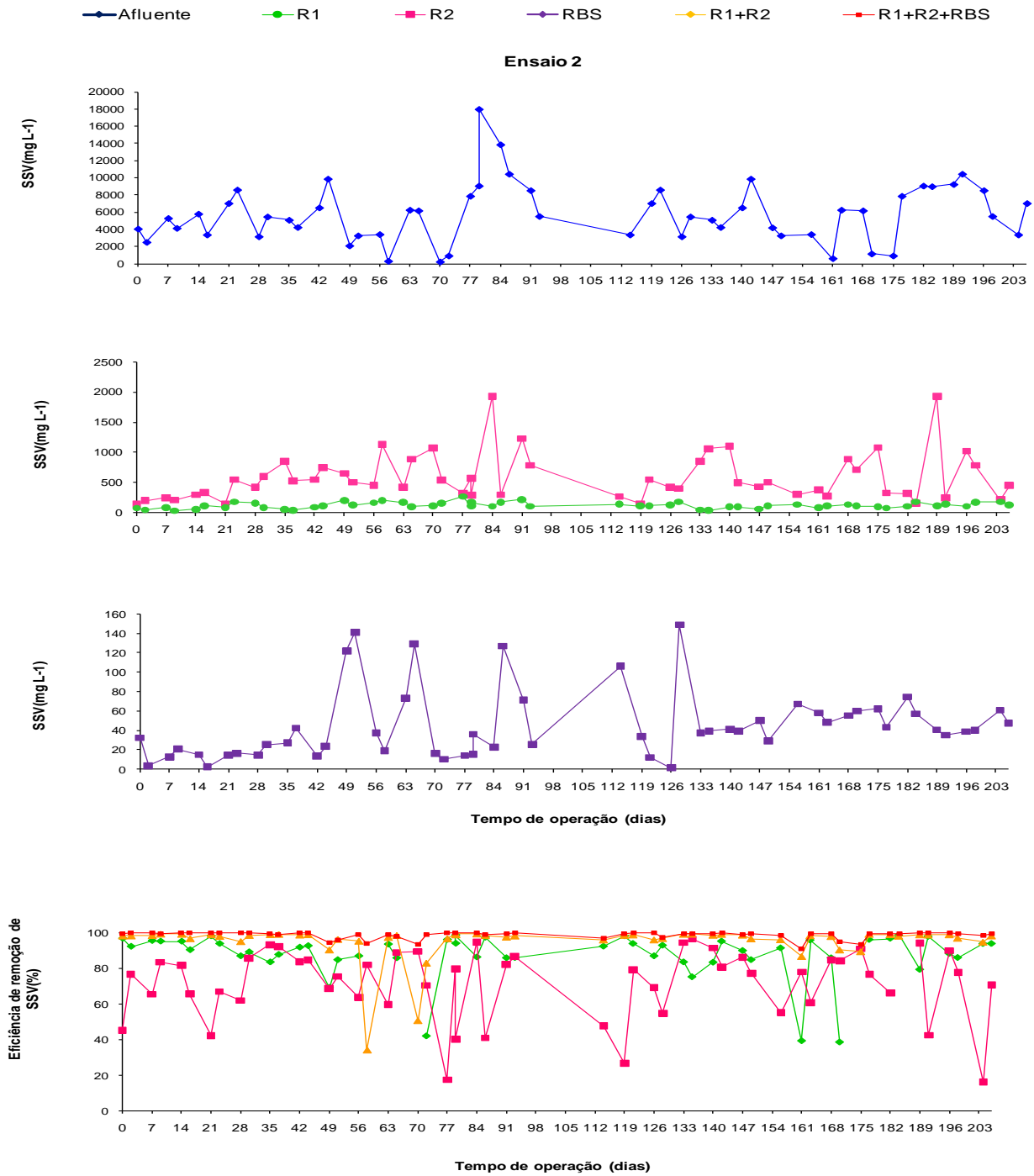


Figura 44. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de operado aeróbio em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 2.

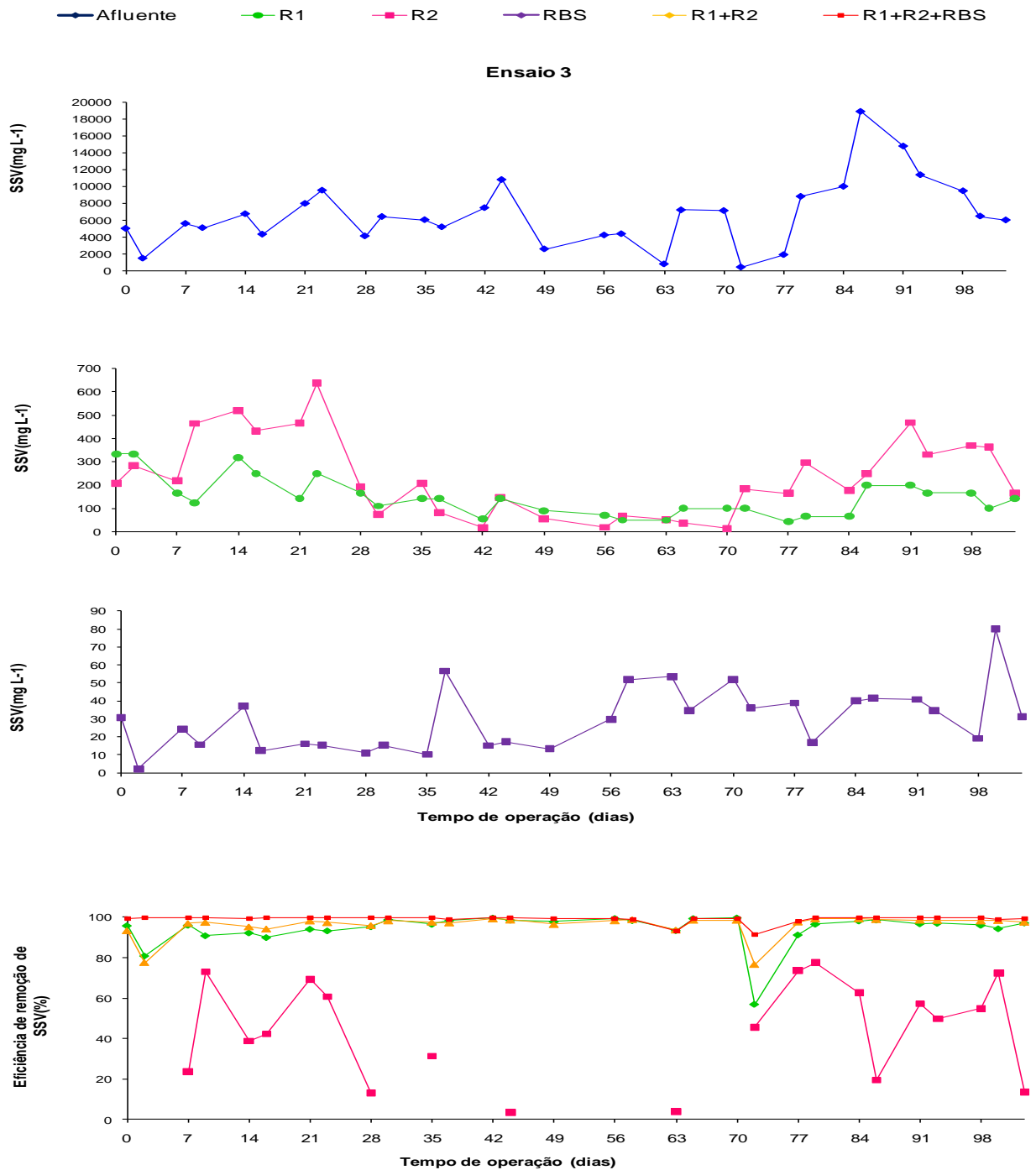


Figura 45. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 3.

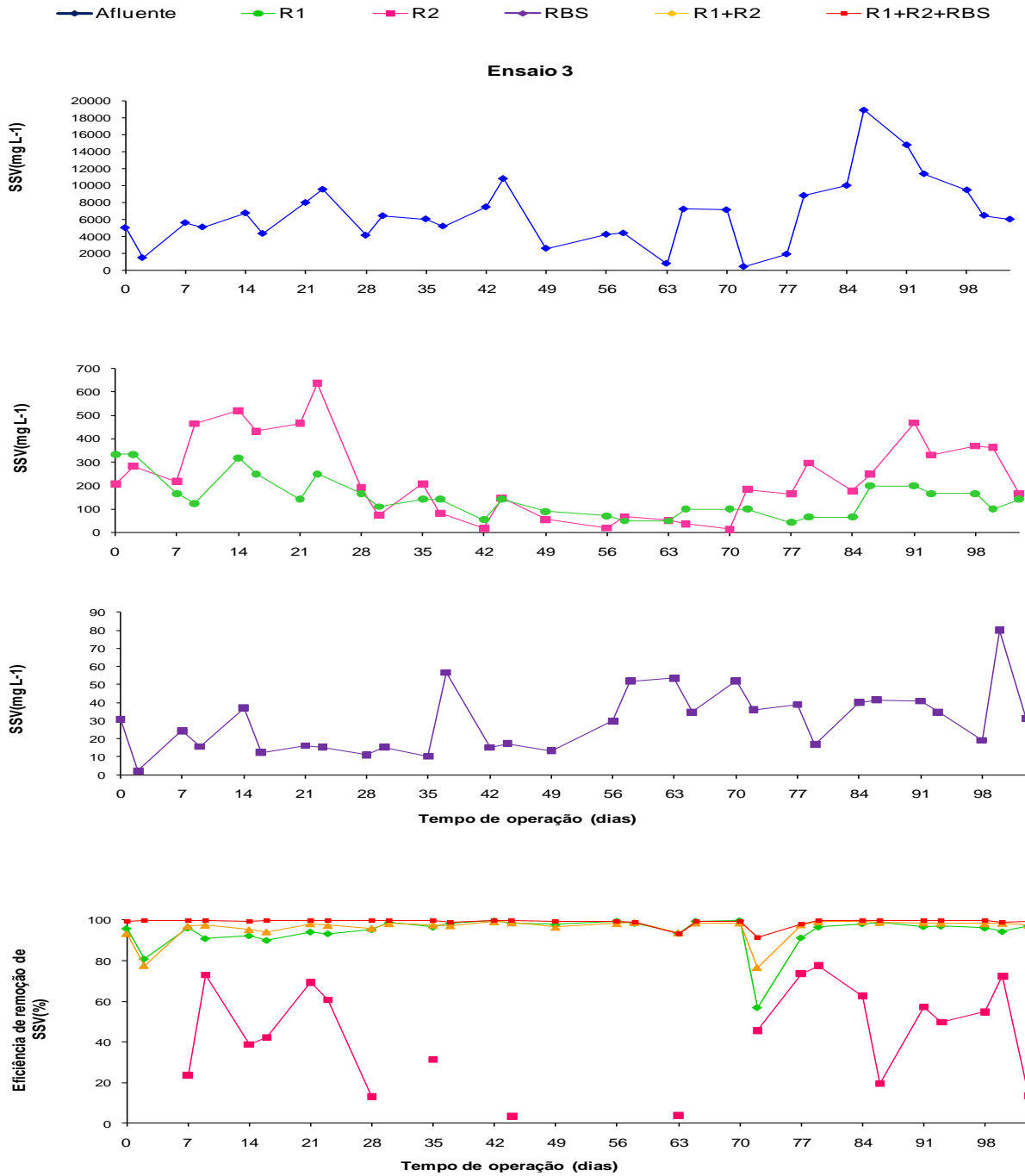


Figura 46. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) obtidas no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de operado aeróbio em batelada sequencial (RBS) e das eficiências de remoção de SST dos reatores R1, R2, R1+R2 e R1+R2+RBS no ensaio 4.

4.1.4- Produção e Composição do Gás

Na Tabela 17 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) do percentual de metano (CH₄) no biogás e das produções diárias de biogás, volumétrica de metano (CH₄) e específica de CH₄ por massa de DQO adicionada e removida para os reatores UASB R1 e R2 do conjunto I, obtidos durante os ensaios 1, 2, 3 e 4. As porcentagens de CH₄ no biogás variaram de 78 a 84 % e de 79 a 88 % nos reatores R1 e R2 respectivamente durante os quatro ensaios, e diferiram significativamente ($p < 0,05$).

Tabela 17. Valores médios e coeficiente de variação (CV) da porcentagem de metano no biogás e das produções diárias, volumétrica e específica de CH₄ obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com os reatores R1 e R2 do conjunto I, nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| | | Ensaio 1 | | Ensaio 2 | | Ensaio 3 | | Ensaio 4 | | F | CV (%) |
|---|-------|----------|----|----------|----|----------|----|----------|----|--------|--------|
| Teor de CH ₄ (%) | R1 | 78 | c | 81 | b | 82 | ab | 84 | a | 99,5** | 4 |
| | R2 | 79 | b | 88 | a | 86 | a | 87 | a | 82,3** | 2 |
| Produção diária de biogás (m ³ d ⁻¹) | R1 | 0,331 | b | 0,390 | b | 0,412 | a | 0,232 | c | 35,5** | 48 |
| | R2 | 0,049 | c | 0,065 | a | 0,059 | b | 0,045 | c | 9,3** | 45 |
| | R1+R2 | 0,383 | b | 0,453 | a | 0,424 | a | 0,253 | c | 35,1** | 44 |
| Produção volumétrica de metano (Nm ³ CH ₄ (m ³ d) ⁻¹) | R1 | 0,281 | b | 0,349 | a | 0,379 | a | 0,255 | b | 34,6** | 46 |
| | R2 | 0,119 | b | 0,276 | a | 0,248 | a | 0,240 | a | 8,6** | 45 |
| | R1+R2 | 0,228 | b | 0,325 | a | 0,331 | a | 0,209 | b | 34,7** | 42 |
| Produção específica de CH ₄ adicionada (Nm ³ CH ₄ (kg DQO) ⁻¹) | R1 | 0,053 | ab | 0,067 | a | 0,043 | b | 0,030 | c | 0,8** | 84 |
| | R2 | 0,138 | a | 0,127 | a | 0,101 | c | 0,111 | b | 7,9** | 71 |
| | R1+R2 | 0,105 | a | 0,079 | ab | 0,046 | c | 0,067 | bc | 6,7** | 62 |
| Produção específica de CH ₄ removida (Nm ³ CH ₄ (kg DQO) ⁻¹) | R1 | 0,059 | b | 0,072 | a | 0,045 | bc | 0,032 | c | 108** | 70 |
| | R2 | 0,310 | b | 0,300 | b | 0,291 | b | 0,367 | a | 12,4** | 55,1 |
| | R1+R2 | 0,112 | b | 0,153 | a | 0,108 | b | 0,124 | b | 13,3** | 61,7 |

As produções diárias de biogás nos reatores R1, R2 e no sistema (R1 + R2) variaram de 0,232 a 0,412 m³ d⁻¹; de 0,045 e 0,065 m³ d⁻¹ e de 0,253 a 0,453 m³ d⁻¹, respectivamente durante os quatro ensaios. A maior produção de biogás no R1 ocorreu durante o ensaio 3 e a menor no ensaio 4 diferindo significativamente ($p < 0,05$). Para o sistema de tratamento R1+R2 os resultados foram similares,

acrescentando-se no ensaio 2 com a maior produção de biogás, não diferindo significativamente do ensaio 3.

Os valores médios da produção volumétrica de CH₄ no R1 nos ensaios 1, 2, 3 e 4 foram de, respectivamente, 0,281; 0,349; 0,379 e 0,255 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹, e nos ensaios 2 e 3 diferiram significativamente (p<0,05) dos ensaios 1 e 4. No R2 foram de 0,119; 0,276; 0,248 e 0,240 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹, com diferença significativa (p<0,05) do ensaio 1 para dos demais ensaios.

Para o conjunto de reatores UASB em dois estágios (R1+R2), os valores médios da produção volumétrica de CH₄ foram de 0,228; 0,325; 0,331 e 0,209 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, sendo que ensaio 2 e 3 diferiu significativamente (p<0,05) do 1 e 4. No ensaio 3 ocorreu o maior (p<0,05) valor médio da produção volumétrica de CH₄ do que no ensaio 4.

Os valores de produção volumétrica de metano obtidas, nos dois reatores UASB, em série, por URBINATI & OLIVEIRA (2008) foram superiores, variando de 0,456 a 1,080 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹, em virtude das maiores COV aplicadas com o afluente com menores concentrações de SSV e obtido por peneiramento em malha quadrada menos (2 mm), como também ocorreu nos trabalhos de OLIVEIRA (2000 e 2001) e TOLEDO & LUCAS JÚNIOR (1997).

TOLEDO & LUCAS JÚNIOR (1997) utilizaram reatores UASB em série com TDH de 10,32 h em cada reator, para tratar águas residuárias de suinocultura com DQO total de 0,95 g L⁻¹ e ST 0,44 g L⁻¹, a temperatura ambiente média constante de 20°C, e obtiveram produção volumétrica de CH₄ média de 0,42 e 0,133 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹, para o primeiro e segundo reatores, respectivamente, valores estes similares aos encontrados neste estudo.

OLIVEIRA (2000), utilizando reatores UASB em série (R1 +R2), com COV de 5 a 8 kg DQO (m³ d)⁻¹ no R1 e com TDH de 14,7 h para cada reator, DQO total de 2514 a 3252 mg L⁻¹, no R1 e temperatura média de 23 a 21°C, obteve produções volumétricas de 0,393 a 0,589 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹.

Na Figura 47 estão ilustrados os valores da produção volumétrica de metano, para o R1, R2 e R1+R2, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

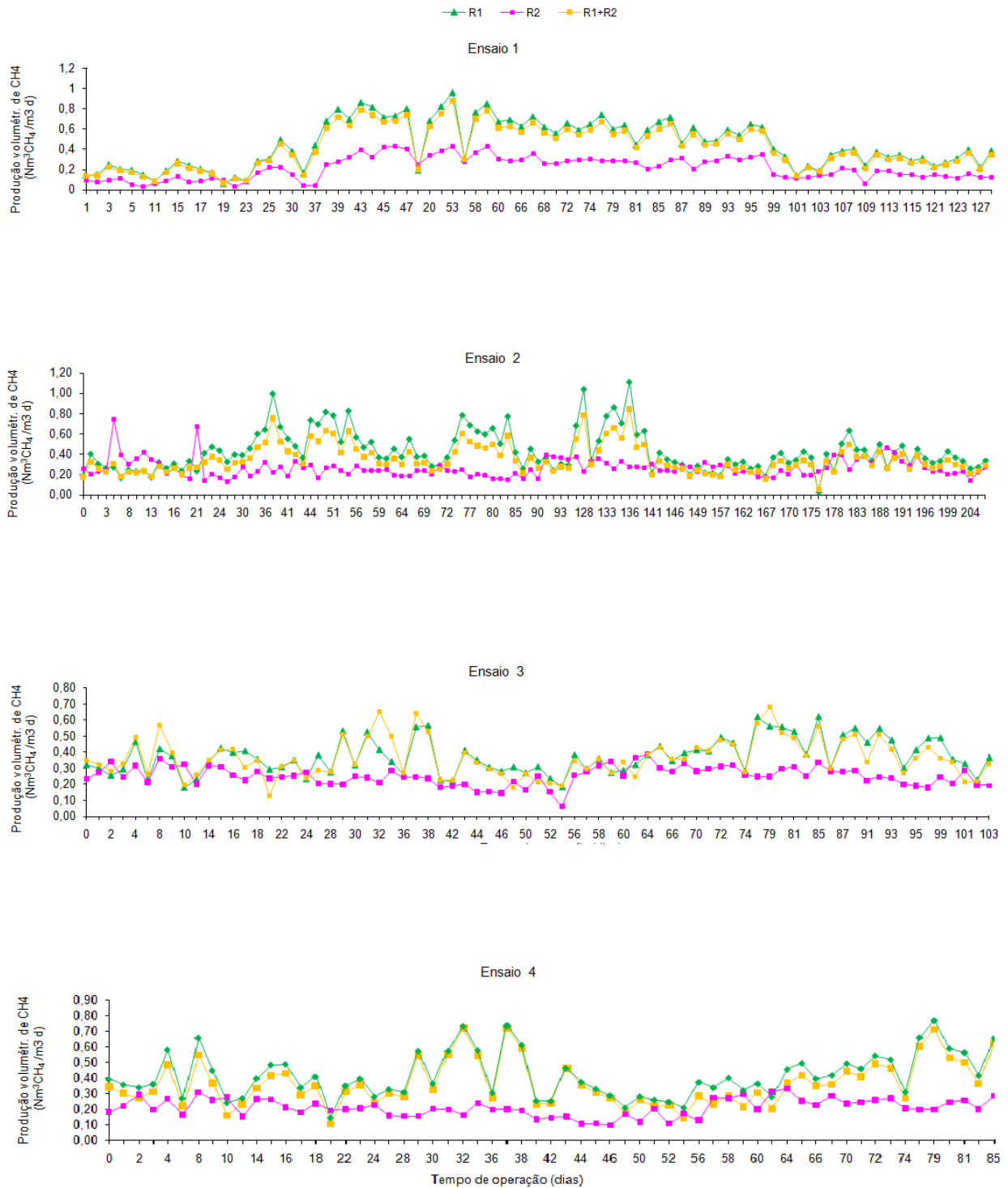


Figura 47. Produção volumétrica de metano no sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

OLIVEIRA (2001) utilizando o mesmo sistema, com COV de 11 a 14 kg DQO ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) com TDH de 7,3 h no R1 e concentração de DQO de 3361 e 3731 mg L^{-1} e de SST de 1,4 a 2,2 g L^{-1} , obteve produções volumétricas de 0,886 e 0,862 $\text{m}^3 \text{CH}_4$ (m^3 reator d^{-1}). Os valores médios de produção específica de metano para o sistema (R1 + R2) foram de 0,105; 0,079; 0,046 e 0,067 $\text{m}^3 \text{CH}_4$ ($\text{kg DQO}_{\text{adicionada}}^{-1}$) e de 0,112; 0,153; 0,108 e 0,124 $\text{m}^3 \text{CH}_4$ ($\text{kg DQO}_{\text{removida}}^{-1}$), respectivamente nos ensaios 1, 2, 3 e 4. Considerando os valores de produção específica obtidas neste estudo, os valores obtidos por URBINATI & OLIVEIRA (2008) foram similares, de 0,033 a 0,173 $\text{m}^3 \text{CH}_4$ ($\text{kg DQO removida}^{-1}$).

Na Tabela 18 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) do percentual de metano (CH_4) no biogás e das produções diárias de biogás, volumétrica de (CH_4) e específica de CH_4 para os reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, obtidos durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

Tabela 18. Valores médios e coeficiente de variação (CV) da porcentagem de metano no biogás e das produções diárias, volumétrica e específica de CH_4 obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com os reator UASB (R1 e R2) do conjunto II, nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| | | Ensaio 1 | | Ensaio 2 | | Ensaio 3 | | Ensaio 4 | | F | CV (%) |
|--|-------|----------|---|----------|----|----------|----|----------|---|--------|--------|
| Teor de CH_4 (%) | R1 | 77 | b | 79 | ab | 81 | a | 82 | a | 99,5** | 6 |
| | R2 | 80 | b | 88 | a | 86 | a | 86 | a | 82,3** | 3 |
| Produção diária de biogás ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) | R1 | 0,497 | a | 0,367 | b | 0,423 | a | 0,251 | c | 35,5** | 32 |
| | R2 | 0,049 | b | 0,055 | a | 0,041 | c | 0,044 | c | 9,3** | 28 |
| | R1+R2 | 0,510 | a | 0,414 | b | 0,442 | b | 0,296 | c | 35,1** | 37 |
| Produção volumétrica de metano ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{m}^3 \text{d})^{-1}$) | R1 | 0,398 | a | 0,322 | b | 0,365 | a | 0,276 | c | 34,6** | 60 |
| | R2 | 0,204 | d | 0,211 | c | 0,253 | a | 0,235 | b | 8,6** | 35 |
| | R1+R2 | 0,409 | b | 0,451 | a | 0,413 | b | 0,319 | c | 34,7** | 73 |
| Produção específica de CH_4 adicionada ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO})^{-1}$) | R1 | 0,103 | a | 0,065 | b | 0,038 | c | 0,031 | c | 0,8** | 34 |
| | R2 | 0,119 | b | 0,107 | b | 0,178 | a | 0,116 | b | 7,9** | 35 |
| | R1+R2 | 0,110 | a | 0,079 | b | 0,047 | c | 0,100 | a | 6,7** | 64 |
| Produção específica de CH_4 removida ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO})^{-1}$) | R1 | 0,120 | a | 0,069 | b | 0,040 | bc | 0,033 | c | 108** | 34 |
| | R2 | 0,296 | c | 0,207 | d | 0,312 | b | 0,495 | a | 12,4** | 61 |
| | R1+R2 | 0,133 | a | 0,082 | b | 0,048 | c | 0,145 | a | 13,3** | 54 |

As porcentagens de CH₄ no biogás variaram de 77 a 82% e de 80 a 88% nos reatores UASB (R1 e R2), respectivamente durante os quatro ensaios, sendo que no ensaio 1 houve diferença significativa ($p < 0,05$), ocorrendo os menores valores médios.

As produções diárias de biogás nos reatores UASB (R1, R2) e no sistema (R1+R2) variaram de 0,251 a 0,497 m³ d⁻¹, de 0,041 a 0,055 m³ d⁻¹ e de 0,296 a 0,510 m³ d⁻¹, respectivamente durante os quatro ensaios. Apesar da maior COV aplicada no ensaio 4, a maior produção de biogás no R1 ocorreu durante o ensaio 1.

A produção volumétrica de metano nos reatores UASB R1, R2 e sistema (R1+R2) variaram de 0,276 a 0,398 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹; de 0,204 e 0,253 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹ e de 0,319 a 0,451 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹, respectivamente durante os quatro ensaios, com diferenças significativas ($p < 0,01$) similares a da produção diárias de biogás.

PEREIRA (2003) obteve valores da produção volumétrica, de 2,30 L CH₄ (L reator d⁻¹), com reatores UASB em dois estágios (R1+R2), em escala de bancada, tratando águas residuárias de suinocultura com DQO total de 12306 mg L⁻¹ e SST de 5490 mg L⁻¹ no afluente do R1, TDH de 20 h no conjunto de reatores em dois estágios (R1 + R2) e COV de 18,65 g DQO_{total}.(L d)⁻¹ no R1.

SANTANA & OLIVEIRA (2005) operando os reatores UASB em série (R1+R2), para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com SST variando 2216 a 7131 mg L⁻¹ e DQO total de 8818 a 18717 mg L⁻¹, obtiveram produções volumétricas de metano no primeiro reator de 0,594; 0,742; 0,899 e 1,130 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹ com COV de 3,40; 5,33; 7,43; e 14,44 kg DQO total (m³ d)⁻¹ no R1, sendo estes valores superiores aos encontrados neste estudo e as COV similares. Os maiores valores podem ter sido alcançados em virtude da menor concentração de SST do afluente e da menor malha de peneira (quadrado de 2 mm)

Os valores médios de produção específica de metano para o sistema (R1 + R2) foram de 0,110; 0,079; 0,047 e 0,100 m³ CH₄ (kg DQO_{adicionada})⁻¹ e de 0,133; 0,082; 0,048 m³ e 0,145 CH₄ (kg DQO_{removida})⁻¹, respectivamente nos ensaios 1, 2, 3 e 4, sendo o que no ensaio 2 e 3 diferiu significativamente dos demais ensaios ($p < 0,005$).

Na Figura 48 estão ilustrados os valores da produção volumétrica de metano, para o R1, R2 e R1+R2, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

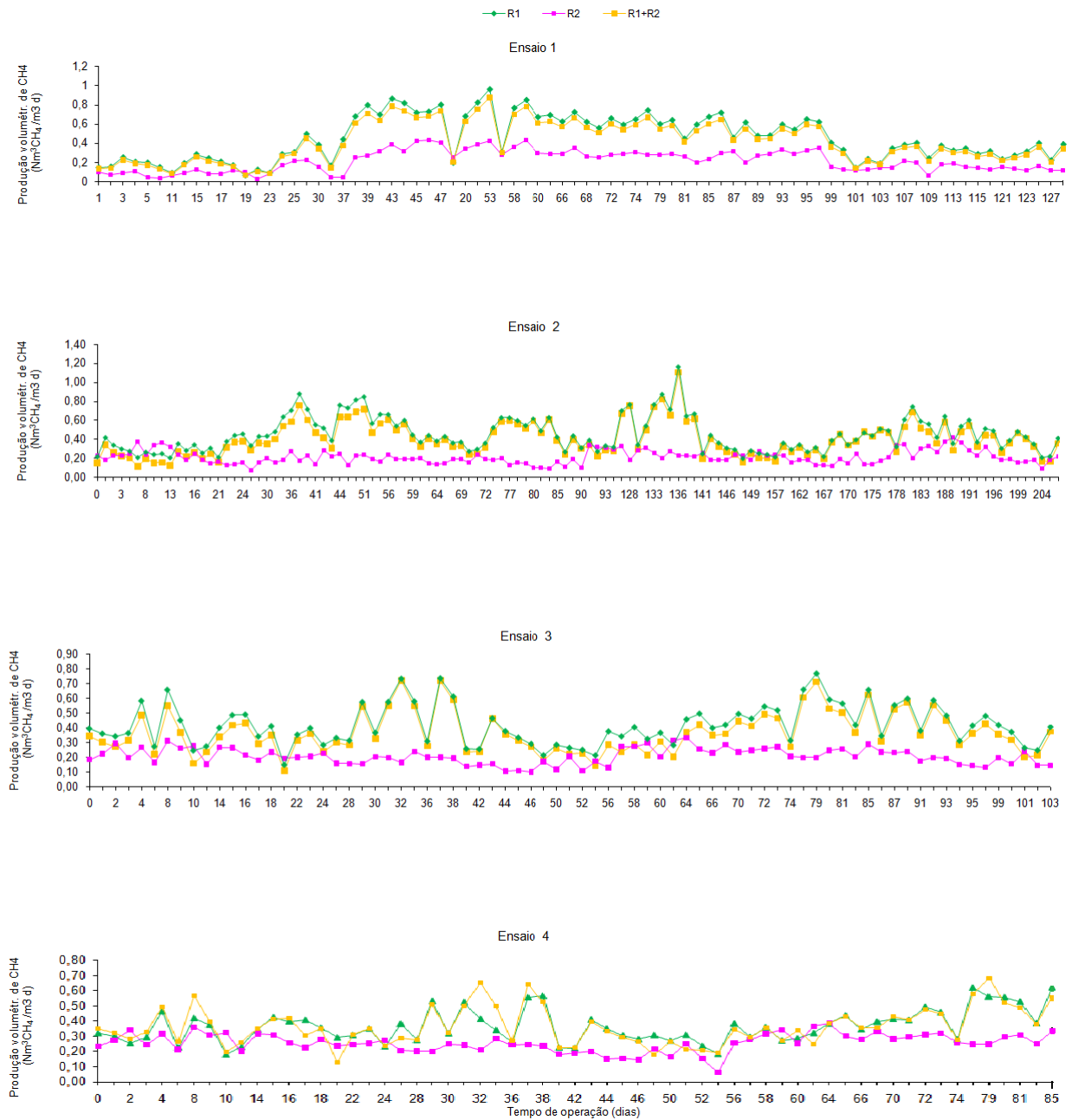


Figura 48. Produção volumétrica de metano no sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

4.1.5. Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) da manta do lodo

Nas Tabelas 19 estão apresentados os valores médios das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) do lodo, obtidos nas amostras retiradas nos pontos de coleta de 1 a 5 dos reatores UASB R1, do conjunto I, nos quatro ensaios.

TABELA 19. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo da manta do reator 1 (R1), conjunto I, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Ens. | Ponto 1 | | Ponto 2 | | Ponto 3 | | Ponto 4 | | Ponto 5 | |
|--------------------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|-------|---------|-------|
| | ST | SV | ST | SV | ST | SV | ST | SV | ST | SV |
| mg L ⁻¹ | | | | | | | | | | |
| 1 | 64377a | 35335a | 48589ab | 30177a | 35913a | 23118b | 12046a | 7940a | 3068a | 1945a |
| 2 | 59134a | 33654a | 50197a | 31078a | 39729a | 28199a | 11497a | 6497a | 4798a | 2445a |
| 3 | 49337b | 29199a | 37764b | 29148a | 30489a | 15796b | 10297a | 4379a | 5346a | 2903a |
| 4 | 30170c | 18007b | 27194c | 20069b | 23467b | 12373b | 8179a | 3497a | 4304a | 1796a |

Assim como foi verificado por FERNANDES (2004) e ABREU NETO (2008), em reator ABR com três câmaras, e SANTANA (2008), em reatores UASB em dois estágios, o aumento da velocidade nos ensaios 2, 3 e 4 intensificou o arraste de lodo para o reator subsequente, não havendo prejuízo acentuado na qualidade do efluente em virtude do aumento da velocidade.

No R1, os valores de sólidos (ST e SV) de lodo diminuíram acentuadamente da base para o topo da manta de lodo. Os valores médios de sólidos (ST e SV) no R1 foram maiores na base do reator (ponto 1), e diminuíram gradualmente até o topo do reator (ponto 5). No ponto 1, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 30170 a 64377 mg L⁻¹ e de 18007 a 35335 mg L⁻¹ e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 2, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 27194 a 50197 mg L⁻¹ e de 20099 a 3177 mg L⁻¹ e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios.

No ponto 3, as médias variaram de 23467 a 35913 mg L⁻¹ para ST, e de 12373 a 23118 mg L⁻¹ para SV e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 4, os valores médios de ST e SV variaram respectivamente de 12046 a 8179 mg L⁻¹, e de 3497 a 7940 mg L⁻¹ e não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 5, os valores médios variaram de 4304 a 5346 mg L⁻¹ para ST e de 1796 a 2903 mg L⁻¹ para SV e não apresentaram diferenças

significativas ($p > 0,01$).

Na Tabela 20 estão apresentados os valores médios das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) do lodo, obtidos nas amostras retiradas nos pontos de coleta de 1 a 5 do reator UASB R2, do conjunto I, nos quatro ensaios.

TABELA 20. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo da manta do reator 2 (R2), conjunto I, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Ens. | Ponto 1 | | Ponto 2 | | Ponto 3 | | Ponto 4 | | Ponto 5 | |
|------|--------------------|---------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|-------|
| | ST | SV | ST | SV | ST | SV | ST | SV | ST | SV |
| | mg L ⁻¹ | | | | | | | | | |
| 1 | 68193a | 32498a | 47470a | 28887a | 26000b | 16193a | 19385a | 12966a | 8570a | 5628a |
| 2 | 41701c | 21069b | 35429c | 22415b | 13249c | 4324b | 13255b | 4400b | 9630a | 3073a |
| 3 | 61090b | 25395b | 40347bc | 21764b | 18877c | 9070b | 12262b | 5843b | 4447a | 1495a |
| 4 | 62189b | 28711ab | 41374b | 22781b | 37367a | 20164a | 9518b | 3760b | 5096a | 2907a |

Para o R2 do conjunto I, no ponto 1, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 41701 a 68193 mg L⁻¹ e de 21069 a 32498 mg L⁻¹ e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 2, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 35429 a 47470 mg L⁻¹ e de 21764 a 28887 mg L⁻¹ e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 3, as médias variaram de 13249 a 26000 mg L⁻¹ para ST, e de 4324 a 20164 mg L⁻¹ para SV, e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 4, os valores médios de ST e SV variaram respectivamente de 9518 a 19385 mg L⁻¹, e de 3760 a 12966 mg L⁻¹ e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 5, os valores médios variaram de 4447 a 8570 mg L⁻¹ para ST e de 1495 a 5628 mg L⁻¹ para SV e não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) no quatro ensaios.

Na Tabela 21 estão apresentados os valores médios das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) do lodo, obtidos nas amostras retiradas nos pontos de coleta de 1 a 5 do reator UASB R1 do conjunto II, nos quatro ensaios.

Para o R1 do conjunto II, no ponto 1, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 47946 a 35603 mg L⁻¹ e de 20417 a 33907 mg L⁻¹ e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios.

TABELA 21. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo da manta do reator 1 (R1), conjunto II, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Ens. | Ponto 1 | | Ponto 2 | | Ponto 3 | | Ponto 4 | | Ponto 5 | |
|------|--------------------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|
| | ST | SV | ST | SV | ST | SV | ST | SV | ST | SV |
| | mg L ⁻¹ | | | | | | | | | |
| 1 | 47946a | 33907a | 44421a | 32235a | 40323a | 29577a | 30475a | 22805a | 13856b | 9369b |
| 2 | 35603b | 21850bc | 28950b | 18490c | 33734b | 19072b | 23959b | 12764b | 22738a | 16433a |
| 3 | 40843b | 26804b | 37298a | 25112b | 33200b | 22454b | 23352b | 15682b | 6733c | 2246c |
| 4 | 36379b | 20417c | 36283a | 20742bc | 34170b | 19184b | 22755b | 12006b | 15251b | 7482b |

No ponto 2, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 28950 a 44421 mg L⁻¹ e de 18490 a 32235 mg L⁻¹ e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 3, as médias variaram de 33200 a 40323 mg L⁻¹ para ST, e de 19072 a 29577 mg L⁻¹ para SV e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 4, os valores médios de ST e SV variaram respectivamente de 22755 a 30475 mg L⁻¹, e de 12006 a 22805 a mg L⁻¹ e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 5, os valores médios variaram de 6733 a 13856 mg L⁻¹ para ST e de 9369 a 16433 mg L⁻¹ para SV e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$).

Neste trabalho observou-se maiores concentrações de SV na parte intermediária e inferior da manta de lodo de reatores UASB. OLIVEIRA (1997) observou maiores concentrações de SV na parte intermediária e inferior da manta de lodo de reatores UASB em um estágio tratando águas residuárias de suinocultura e associou à presença de lodo granulado mais denso, de maior diâmetro e em maior quantidade, refletindo-se, geralmente, na maior taxa de remoção bioquímica nestas regiões.

Neste estudo, os valores de SV obtidos para o lodo dos reatores R1 e R2, estão próximos aos observados por STRONACH et al. (1986) *apud* OLIVEIRA (1997), de 10000 a 30000 mg L⁻¹ na parte superior da manta e de 40000 a 70000 mg L⁻¹ na parte inferior do leito. O lodo mais pesado normalmente se desenvolve junto ao fundo do reator e apresenta concentrações de ST da ordem de 40 a 200 g L⁻¹ (CHERNICHARO, 1997).

Na Tabela 22 estão apresentados os valores médios das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) do lodo, obtidos nas amostras retiradas nos pontos de coleta de 1 a 5 do reator UASB R2 do conjunto II, nos quatro ensaios.

TABELA 22. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo da manta do reator 2 (R2), conjunto II, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Ens. | Ponto 1 | | Ponto 2 | | Ponto 3 | | Ponto 4 | | Ponto 5 | |
|------|--------------------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|
| | ST | SV | ST | SV | ST | SV | ST | SV | ST | SV |
| | mg L ⁻¹ | | | | | | | | | |
| 1 | 63028a | 35167a | 54016a | 37854a | 49315a | 33503a | 38983a | 26841a | 12158b | 8621c |
| 2 | 42328a | 23907a | 44036a | 29601a | 34477a | 20811a | 40657a | 28524a | 28994a | 17776a |
| 3 | 55925a | 28064a | 46893a | 30731a | 42192a | 26380a | 31860a | 19718a | 5035c | 1498d |
| 4 | 50145a | 22971a | 39327a | 21503a | 38523a | 22130a | 38793a | 22258a | 22676a | 12095b |

Para o R2 do conjunto II, no ponto 1, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 48328 a 63028 mg L⁻¹ e de 22971 a 35167 mg L⁻¹ e não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 2, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 39327 a 54016 mg L⁻¹ e de 21503 a 37854 mg L⁻¹ e não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 3, as médias variaram de 34477 a 49315 mg L⁻¹ para ST, e de 20811 a 33503 mg L⁻¹ para SV e não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 4, os valores médios de ST e SV variaram respectivamente de 31860 a 40675 mg L⁻¹, e de 19718 a 28524 mg L⁻¹ e não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 5, os valores médios variaram de 5035 a 28994 mg L⁻¹ para ST e de 8621 a 17776 mg L⁻¹ para SV e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$).

Na Tabela 23 estão apresentados os valores médios das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) do lodo, obtidos nas amostras retiradas nos pontos de coleta de 1 a 4 do reator aeróbio (RBS), durante as quatro fases.

No RBS os valores de sólidos (ST e SV) diminuíram de maneira gradativa da base para o topo da região do lodo sedimentado, indicando boas características e massa suficiente para atender a DQO e N afluente.

Os valores médios de sólidos (ST e SV) no RBS no ponto 1, para ST e SV variaram respectivamente de 6440 a 8788 mg L⁻¹ e de 3583 a 6415 mg L⁻¹ e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 2, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 6929 a 8266 mg L⁻¹ e de 2620 a 59146 mg L⁻¹ e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios.

TABELA 23. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo do reator RBS, do conjunto II, durante as fases 1, 2, 3, e 4.

| Fase | Ponto 1 | | Ponto 2 | | Ponto 3 | | Ponto 4 | |
|------|--------------------|-------|---------|-------|---------|--------|---------|-------|
| | ST | SV | ST | SV | ST | SV | ST | SV |
| | mg L ⁻¹ | | | | | | | |
| 1 | 8788a | 6415a | 7869ab | 5678a | 4301a | 3018a | 4094a | 2866a |
| 2 | 6440b | 4182b | 8266a | 5916a | 3516ab | 1900b | 1996b | 1129b |
| 3 | 6711b | 4120b | 7618ab | 4709b | 2348b | 908 b | 2084ab | 1396b |
| 4 | 7628ab | 3583b | 6929b | 2620c | 3789ab | 2166ab | 2656ab | 1451b |

No ponto 3, as médias variaram de 2348 a 4301 mg L⁻¹ para ST, e de 908 a 3018 mg L⁻¹ para SV e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios. No ponto 4, os valores médios de ST e SV variaram respectivamente de 1996 a 4094 mg L⁻¹, e de 1129 a 2866 mg L⁻¹ e apresentaram diferenças significativas ($p < 0,01$) nos quatro ensaios.

4.1.6. pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais

Os valores médios do pH, das alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI), dos ácidos voláteis totais (AVT) e da relação AI:AP no afluente e nos efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4 estão apresentados na Tabela 24.

Os valores médios de pH do afluente observados durante os ensaios 1, 2, 3 e 4 foram de 6,6; 6,5; 6,4 e 6,8 respectivamente, apresentando diferença significativa ($p < 0,005$) entre os quatro ensaios. Os valores médios de pH variaram de 7,1 a 7,5 e de 7,6 a 7,8 para os efluentes do reator R1 e R2 nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, apresentando diferença significativa ($p < 0,05$) entre os quatro ensaios.

Segundo CHERNICHARO (2007), a faixa ótima de pH para o desenvolvimento das arqueias metanogênicas é de 6,6 a 7,4 embora possa ocorrer estabilidade na formação de metano numa faixa de pH de 6,0 a 8,0.

Os valores de pH do afluente foram inferiores aos valores de pH dos efluentes dos reatores R1 e R2 (Figura 48), indicando a capacidade de tamponamento nos

reatores, devido a capacidade de neutralização dos ácidos graxos voláteis, produzidos nas etapas acidogênica e acetogênica, por meio da alcalinidade de bicarbonatos, e do processo de amonificação a partir da digestão de proteínas.

Tabela 24. Valores médios e coeficiente de variação (CV) do pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) (em $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) e dos ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e efluentes dos reatores UASB R1e R2 e a relação AI:AP nos efluentes dos R1e R2 obtidos durante a operação do sistema de reatores anaeróbios em dois estágios nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| | | Ensaio 1 | | Ensaio 2 | | Ensaio 3 | | Ensaio 4 | | F | CV (%) |
|-------|----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|----------|---------------|-------------|
| pH | Afluente | 6,6 | b | 6,5 | bc | 6,4 | c | 6,8 | a | 9,4** | 6 |
| | R1 | 7,5 | a | 7,1 | c | 7,1 | c | 7,3 | b | 5,6** | 2 |
| | R2 | 7,7 | ab | 7,6 | b | 7,6 | b | 7,8 | a | 9,1** | 3 |
| AT | Afluente | 910 | a | 812 | b | 617 | c | 651 | c | 3,1** | 31 |
| | R1 | 988 | b | 1162 | a | 908 | c | 1001 | a | 21,2** | 20 |
| | R2 | 1025 | b | 1247 | a | 957 | c | 984 | c | 20,8** | 20 |
| AP | Afluente | 334 | a | 340 | a | 224 | c | 285 | b | 5,1** | 47 |
| | R1 | 652 | c | 766 | a | 640 | c | 715 | b | 19,1** | 20 |
| | R2 | 687 | c | 881 | a | 722 | bc | 762 | b | 14,0** | 20 |
| AI | Afluente | 563 | a | 484 | b | 393 | c | 365 | c | 8,7** | 39 |
| | R1 | 336 | b | 395 | a | 268 | c | 286 | c | 7,7** | 39 |
| | R2 | 337 | a | 366 | a | 235 | b | 221 | b | 17,7** | 36 |
| AVT | Afluente | 628 | a | 343 | c | 436 | b | 466 | b | 5,2** | 56 |
| | R1 | 200 | b | 230 | b | 302 | a | 338 | a | 6,5** | 67 |
| | R2 | 190 | c | 233 | b | 242 | b | 272 | a | 13,3** | 65 |
| AI/AP | R1 | 0,6 | a | 0,3 | a | 0,4 | a | 0,4 | a | 3,1ns | 0,02 |
| | R2 | 0,6 | a | 0,5 | a | 0,3 | a | 0,3 | a | 1,6ns | 0,02 |

Os valores médios de alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) no afluente variaram, respectivamente, de 617 a 910 mg L^{-1} , de 224 a 340 mg L^{-1} e de 365 a 693 mg L^{-1} durante os ensaios 1, 2 e 3, com diferenças significativas ($p < 0,01$)

Para o efluente do reator R1, os valores médios de alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) variaram de 908 a 1162 mg L^{-1} , de 640 a 766 mg L^{-1} e de 268 a 395 mg L^{-1} durante os ensaios 1, 2, 3 e 4, diferindo significativamente ($p < 0,01$). No reator R2 os valores médios de alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) variaram de 957 a 1247 mg L^{-1} , de 687 a 881 mg L^{-1} e de 221 a 366 mg L^{-1} , durante os ensaios 1, 2, 3 e 4, também diferindo significativamente ($p < 0,01$).

Observou-se que nos reatores UASB R1 e R2 houve acréscimo da alcalinidade de bicarbonatos (Figura 49), pois a AP aumentou nos efluentes do R1 e R2, e os

maiores ($p < 0,05$) valores médios ocorreram no ensaio 2, quando foram aplicados as menores COV.

Os menores ($p < 0,05$) valores de alcalinidade ocorreram principalmente no ensaio 3, quando foi observado o maior ($p < 0,05$) valor de DQO dissolvida da aflente, implicando em frações de degradação mais rápida, que promoveram os menores ($p < 0,05$) de AP e conseqüentemente o maior consumo de alcalinidade para a elevação e tamponamento do pH.

A concentração de ácidos voláteis totais (AVT) no aflente do R1 variou de 343 a 628 mg L⁻¹. Com a diminuição do TDH do R1 de 54 para 48 h, de 48 para 42 h e de 42 para 36 h observam-se aumentos da concentração de AVT para 230 mg L⁻¹, de 230 para 302 mg L⁻¹ e de 302 para 338 mg L⁻¹ respectivamente, com diferença significativa ($p < 0,01$) entre os quatro ensaios.

Observou-se a mesma tendência no efluente do reator R2. Estes resultados indicam estabilidade dos reatores com geração de alcalinidade, melhorando a capacidade de tamponamento do reator e não permitindo acúmulo de ácidos voláteis (Figura 52).

A diminuição do TDH implica em aumento da COV, maior carga orgânica de material orgânico solúvel e suspenso, provocando aumento na atividade das bactérias hidrolíticas e acidogênicas e conseqüentemente aumento na concentração de AVT.

É o que normalmente ocorre, no entanto, as variações significativas nos valores de AVT, entre os ensaios nos efluentes do R1 e R2, também foram relacionadas com as oscilações no aflente do que com as mudanças nas condições de operação dos reatores.

Os valores médios da relação AI/AP no R1 foram de 0,6; 0,5; 0,4 e 0,4 e no R2 de 0,6; 0,5; 0,3 e 0,3, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e não diferiram significativamente ($p < 0,05$).

De acordo com RIPLEY et al. (1983), valores da relação AI/AP superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia. No entanto, segundo FORESTI (1994), é possível ocorrer estabilidade no processo com valores diferentes de 0,3; sendo necessário a verificação para cada caso em particular.

SANTANA & OLIVEIRA (2005), RAMIRES (2005), FERNANDES & OLIVEIRA (2006), DUDA (2006) e SANTANA (2008), tratando águas residuárias de suinocultura

em reatores anaeróbios em dois estágios, encontraram valores de AI/AP acima de 0,30 e condições estáveis de operação, como ocorreram neste trabalho.

As variações dos valores de pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI), concentração de ácidos voláteis totais (AVT) do afluente e efluentes do R1 e R2, relação AI:AP nos efluentes, obtidos durante a operação dos reatores UASB (R1 e R2) em dois estágios nos ensaios 1, 2, 3 e 4 do experimento estão apresentados nas Figuras 49 a 53.

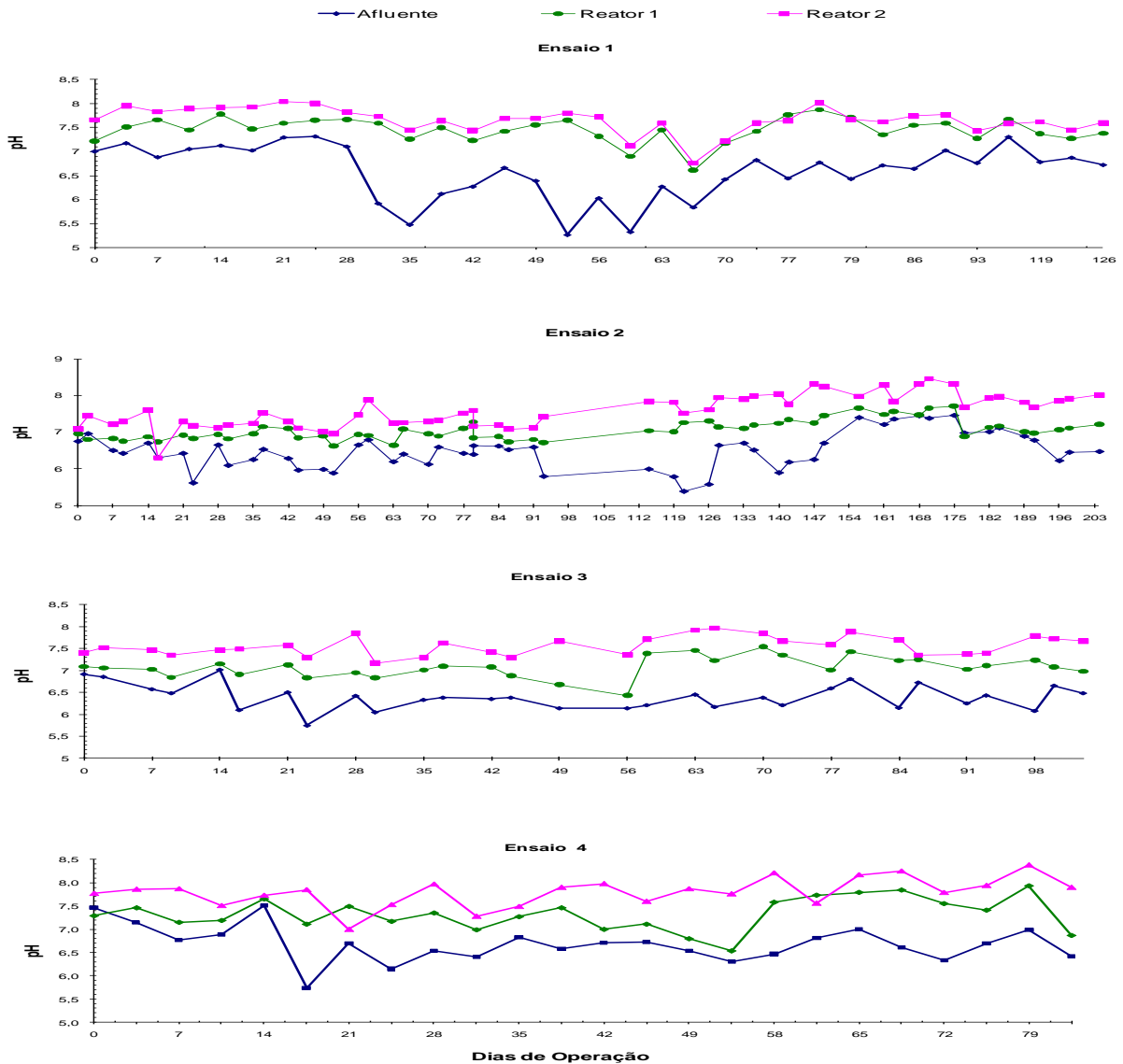


Figura 49. Valores de pH do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

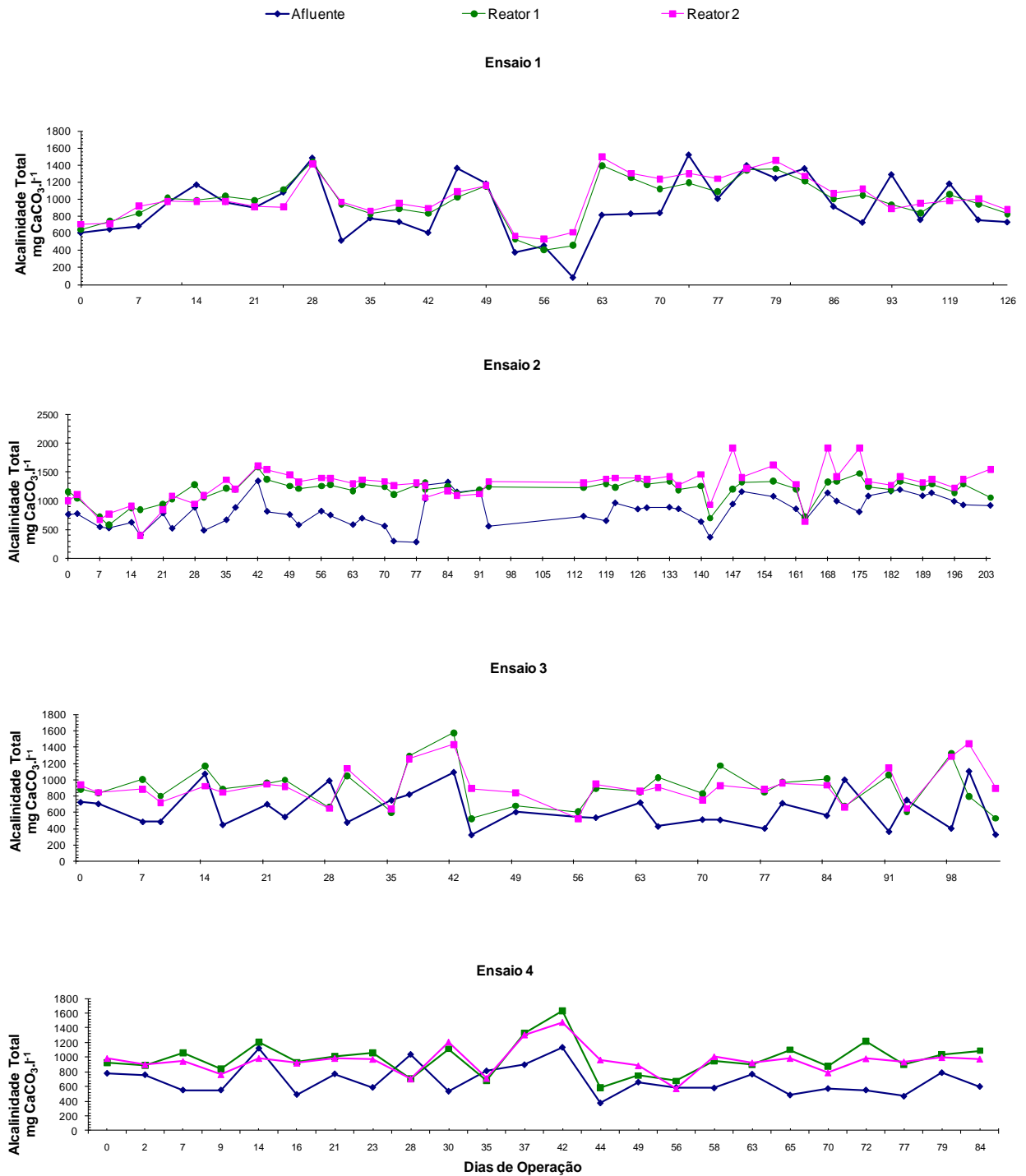


Figura 50. Valores de alcalinidade parcial (AT) do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

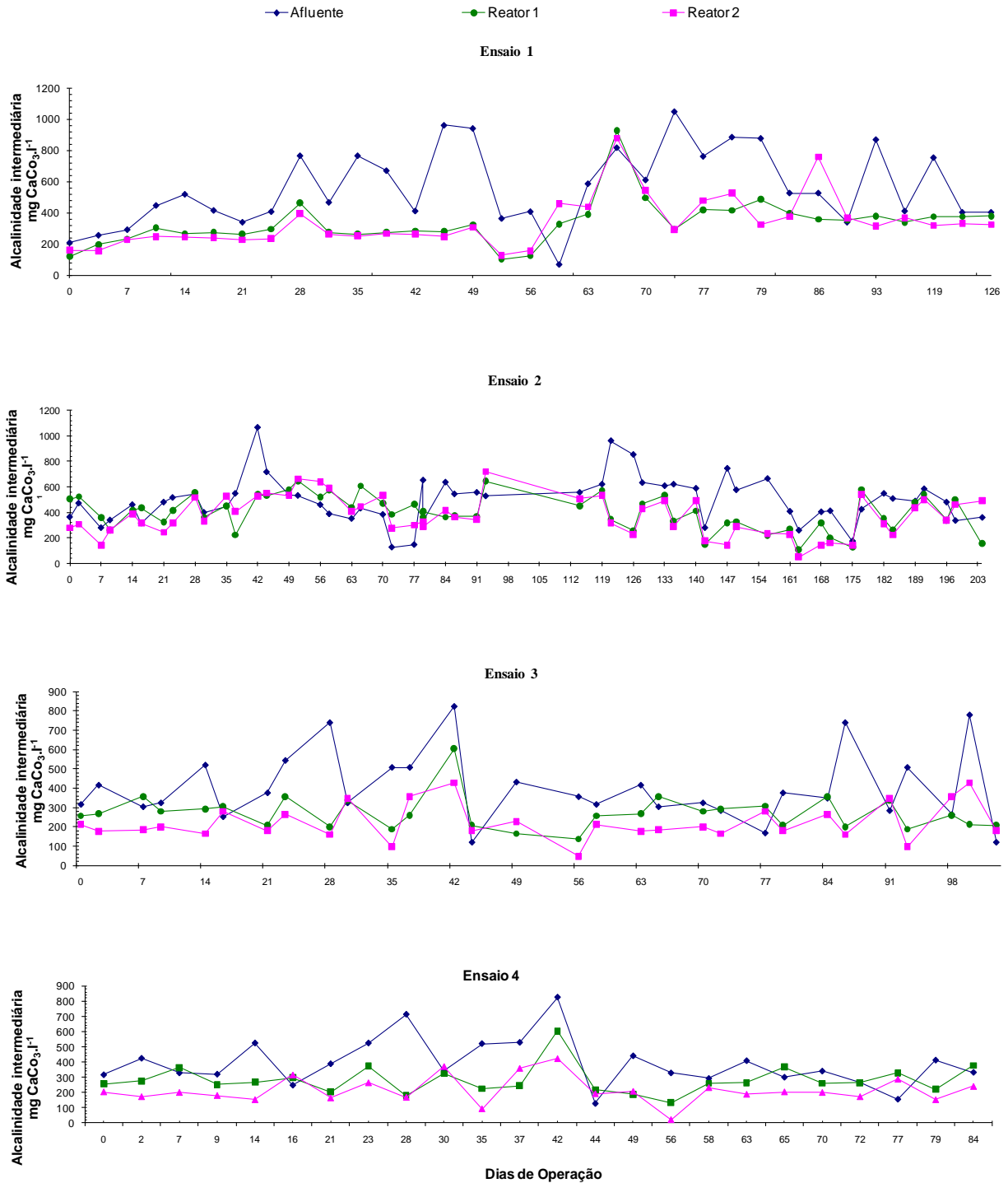


Figura 51. Valores de alcalinidade intermediária (AI) do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

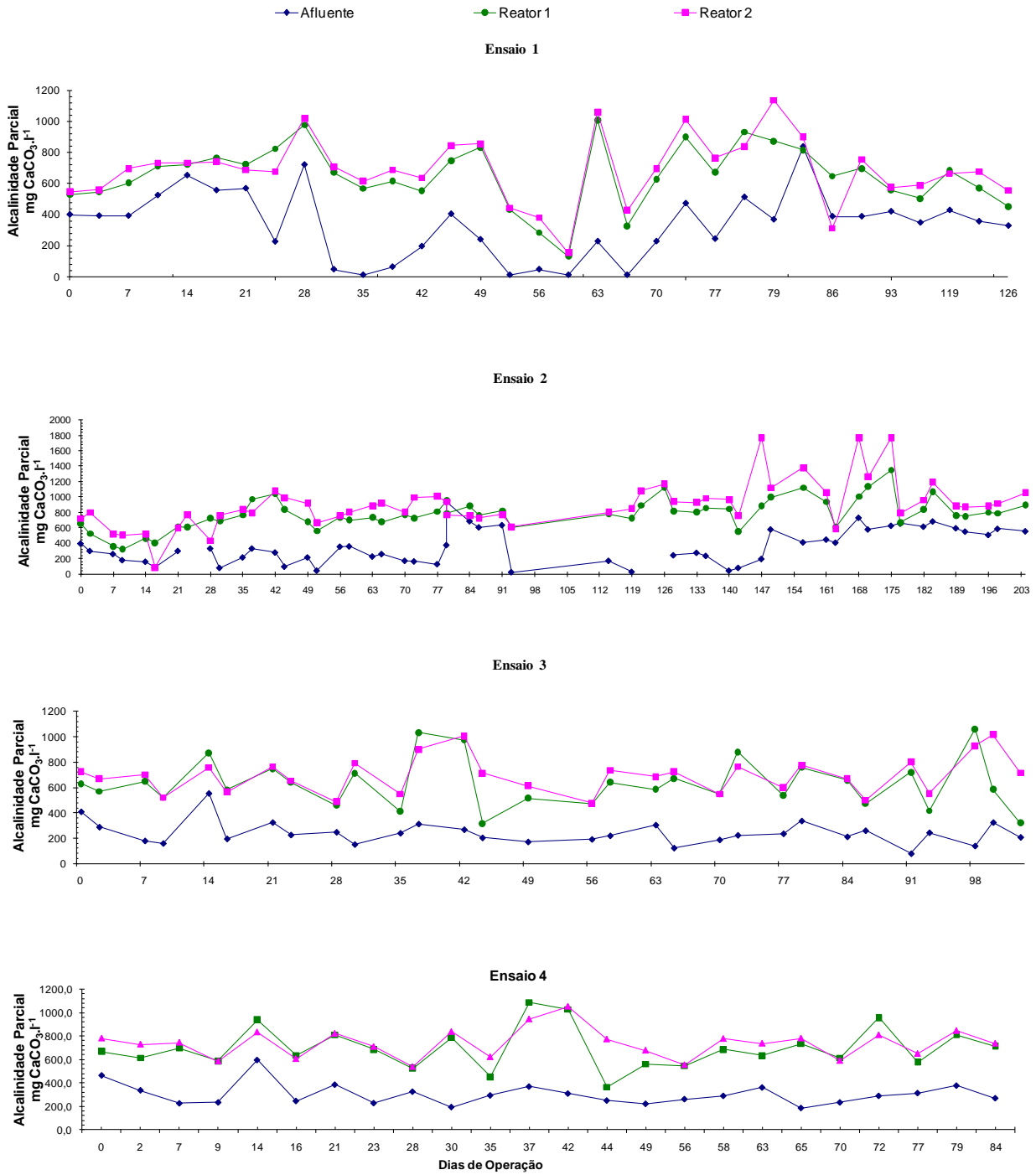


Figura 52. Valores de alcalinidade parcial (AP) afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

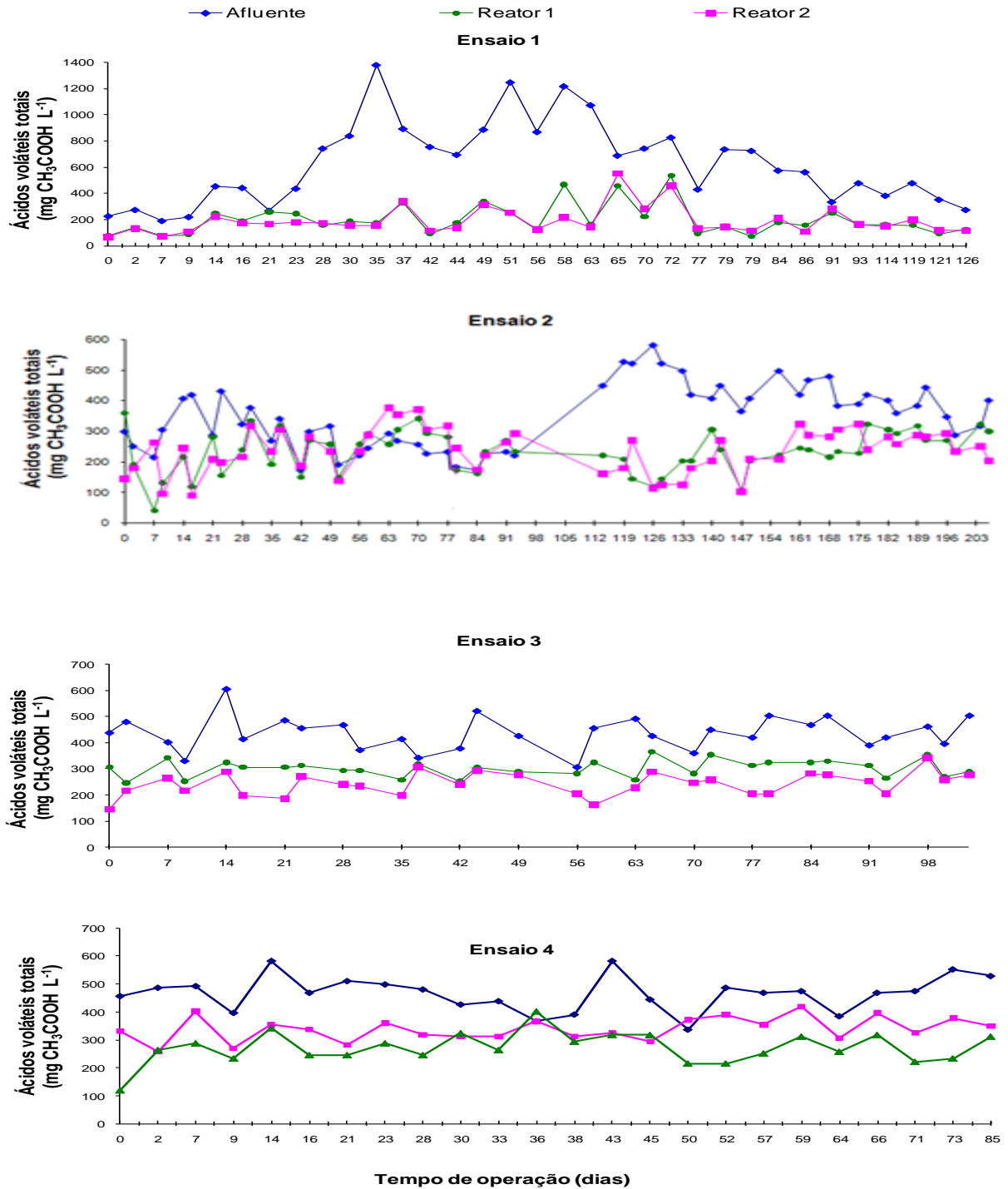


Figura 53. Concentração de ácidos voláteis totais no afluente e nos efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios, nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Os valores médios do pH, das alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI), dos ácidos voláteis totais (AVT) e da relação AI:AP no afluente e nos efluentes dos reatores UASB R1 e R2 e do reator operado em bateladas sequenciais (RBS) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4 estão apresentados na Tabela 25.

Tabela 25. Valores médios e coeficiente de variação (CV) dos valores de pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e ácidos voláteis totais AVT do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e RBS e a relação AI:AP nos efluentes dos R1, R2 e RBS obtidos durante a operação do sistema de reatores anaeróbios em dois estágios e pós-tratamento, nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| | | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 | F | CV (%) | | | | |
|-------|----------|----------|----------|----------|----------|-----|--------|-----|---|--------|------|
| pH | Afluente | 6,4 | b | 6,5 | b | 6,4 | b | 6,7 | a | 9,0** | 2 |
| | R1 | 7,0 | b | 7,0 | b | 7,1 | b | 7,3 | a | 3,6** | 3 |
| | R2 | 7,2 | c | 7,6 | b | 7,2 | c | 7,8 | a | 2,1** | 3 |
| | RBS | 7,7 | a | 6,6 | c | 7,6 | a | 7,4 | b | 7,1** | 4 |
| AT | Afluente | 367 | a | 852 | a | 617 | a | 643 | a | 3,1ns | 31 |
| | R1 | 832 | c | 1204 | b | 908 | c | 962 | a | 17,3** | 20 |
| | R2 | 1000 | b | 1296 | a | 967 | b | 980 | b | 21,2** | 31 |
| | RBS | 132 | c | 96 | d | 957 | a | 248 | b | 20,8** | 20 |
| AP | Afluente | 367 | a | 268 | bc | 224 | c | 290 | b | 5,1** | 47 |
| | R1 | 644 | c | 776 | b | 640 | c | 700 | a | 19,1** | 20 |
| | R2 | 675 | c | 836 | a | 713 | b | 744 | b | 12,8** | 37 |
| | RBS | 580 | b | 52 | d | 722 | a | 171 | c | 14,0** | 20 |
| AI | Afluente | 565 | a | 488 | b | 393 | c | 353 | c | 8,7** | 39 |
| | R1 | 336 | a | 356 | a | 268 | b | 261 | b | 7,7** | 39 |
| | R2 | 330 | a | 340 | a | 254 | b | 236 | b | 12,7** | 21 |
| | RBS | 220 | a | 44 | c | 235 | a | 78 | b | 17,7** | 36 |
| AVT | Afluente | 602 | a | 360 | c | 436 | b | 451 | b | 5,2** | 56 |
| | R1 | 199 | d | 254 | c | 318 | b | 378 | a | 2,9** | 19 |
| | R2 | 201 | c | 228 | c | 302 | b | 414 | a | 6,5** | 67 |
| | RBS | 185 | b | 107 | c | 242 | a | 234 | a | 13,3** | 65 |
| AI/AP | R1 | 0,5 | a | 0,5 | a | 0,4 | a | 0,4 | a | 2,9ns | 0,01 |
| | R2 | 0,4 | a | 0,4 | a | 0,3 | a | 0,3 | a | 3,0ns | 0,09 |
| | RBS | 0,3 | a | 0,6 | a | 0,3 | a | 0,4 | a | 1,2ns | 0,06 |

Os valores médios de pH do afluente observado durante o ensaio 1, 2, 3 e 4 foram de 6,4; 6,5, 6,4 e 6,7 respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$).

Durante a operação dos reatores nos quatro ensaios, os valores de pH aumentaram (Figura 54) e as médias variaram de 7,0 a 7,3; de 7,2 a 7,8 e de 6,6 a 7,7 nos efluentes do R1, R2 e RBS, respectivamente, com diferenças significativas ($p < 0,05$). Os menores valores de pH do efluente no R1 indicam maior produção de

ácidos orgânicos no reator em decorrência da maior atividade das bactérias hidrolíticas e acidogênicas quando comparado com o R2.

Os valores de pH do afluente foram inferiores aos valores de pH dos efluentes dos reatores R1 e R2 (Figura 54), indicando a capacidade de tamponamento nos reatores.

Os valores médios do pH no afluente do RBS foram de 7,2; 7,6; 7,2 e 7,8; e no efluente de 7,7; 6,6; 7,6 e 7,4 nas fases 1, 2, 3 e 4 respectivamente, com diferenças significativas ($p < 0,01$) entre os ensaios.

Segundo METCALF & EDDY (2003), no RBS com fase aeróbio o controle do pH ocorre através do balanço da alcalinidade, a qual é consumida durante a nitrificação, e que o pH é parcialmente aumentado durante a desnitrificação no período anóxico, com o acréscimo de alcalinidade.

No processo de remoção de nitrogênio é interessante que se mantenha o pH acima de 6,5, pois é a faixa na qual a nitrificação é mais eficiente (METCALF & EDDY, 2003). Também, CAMPOS (1999) indicaram que a faixa de pH ótima para as bactérias *Nitrosomonas* está entre 8,5 e 8,8 e para as *Nitrobacter* entre 8,3 e 9,3.

Os valores médios de alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) no afluente do R1 variaram, respectivamente, de 367 a 852 mg L⁻¹, de 224 a 367 mg L⁻¹ e de 353 a 565 mg L⁻¹, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4, com diferença significativa ($p < 0,01$) para Ap e Ai.

Segundo FORESTI (1999), o monitoramento da alcalinidade nos reatores anaeróbios torna-se mais importante que a avaliação do pH. Isso se deve a escala logarítmica do pH, significando que pequenos abaixamentos de pH implicam no consumo de elevada quantidade de alcalinidade, diminuindo o tamponamento do meio.

Para o efluente do R1, os valores de alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) aumentaram para AT e AP e diminuíram para AI (Figuras 54 a 57) indicando a produção de bicarbonato e o consumo de ácidos e as médias variaram de 832 a 1204 mg L⁻¹, de 644 a 776 mg L⁻¹ e de 261 a 356 mg L⁻¹, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4. No R2 os valores médios de alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) variaram de 967 a 1296 mg L⁻¹, de 675 a 836 mg L⁻¹ e de 236 a 340 mg L⁻¹, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

No reator RBS os valores de alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) diminuíram (Figuras 54 a 57) e as médias variaram de 96 a 960 mg L⁻¹, de 52 a 580 mg L⁻¹ e de 44 a 220 mg L⁻¹, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4, indicando consumo acentuado a partir do ensaio 2 para ocorrência de nitrificação na fase aeróbia do ciclo do RBS.

A concentração de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente do sistema variou de 360 a 602 mgL⁻¹ e diminuiu nos efluentes do R1, R2 e RBS (Figura 58) em virtude do consumo para a conversão à metano de ácido acético e H₂ e CO₂. Com a diminuição do TDH do R1 de 54 para 48 h, de 48 para 42 h e de 42 para 36 h observou-se aumento da concentração média de AVT, com diferença significativa ($p < 0,05$) entre os quatro ensaios. Observou-se a mesma tendência no efluente do R2.

A concentração de ácidos voláteis totais (AVT) é um parâmetro de extrema importância para a digestão anaeróbia. Os ácidos graxos voláteis devem estar em equilíbrio com a alcalinidade do sistema.

A inibição do processo anaeróbio por ácidos graxos voláteis está associada ao pH. Baixos valores de pH estão geralmente relacionados a altas concentrações de ácidos graxos voláteis, e conseqüentemente, à falência do processo (KUS & WISMANN, 1995).

Os valores de AVT recomendados por GERARDI (2003) estão na faixa de 50 a 500 mg L⁻¹, para que exista estabilidade no processo. Observou-se que para os reatores UASB R1 e R2 durante os quatro ensaios, os valores médios estiveram dentro da faixa recomendada.

As variações dos valores de pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI), concentração de ácidos voláteis totais (AVT) do afluente e efluentes do R1, R2 e RBS, relação AI:AP nos efluentes, obtidos durante a operação dos reatores UASB em dois estágios nos ensaios 1, 2, 3 e 4 do experimento estão apresentados nas Figuras de 54 a 58.

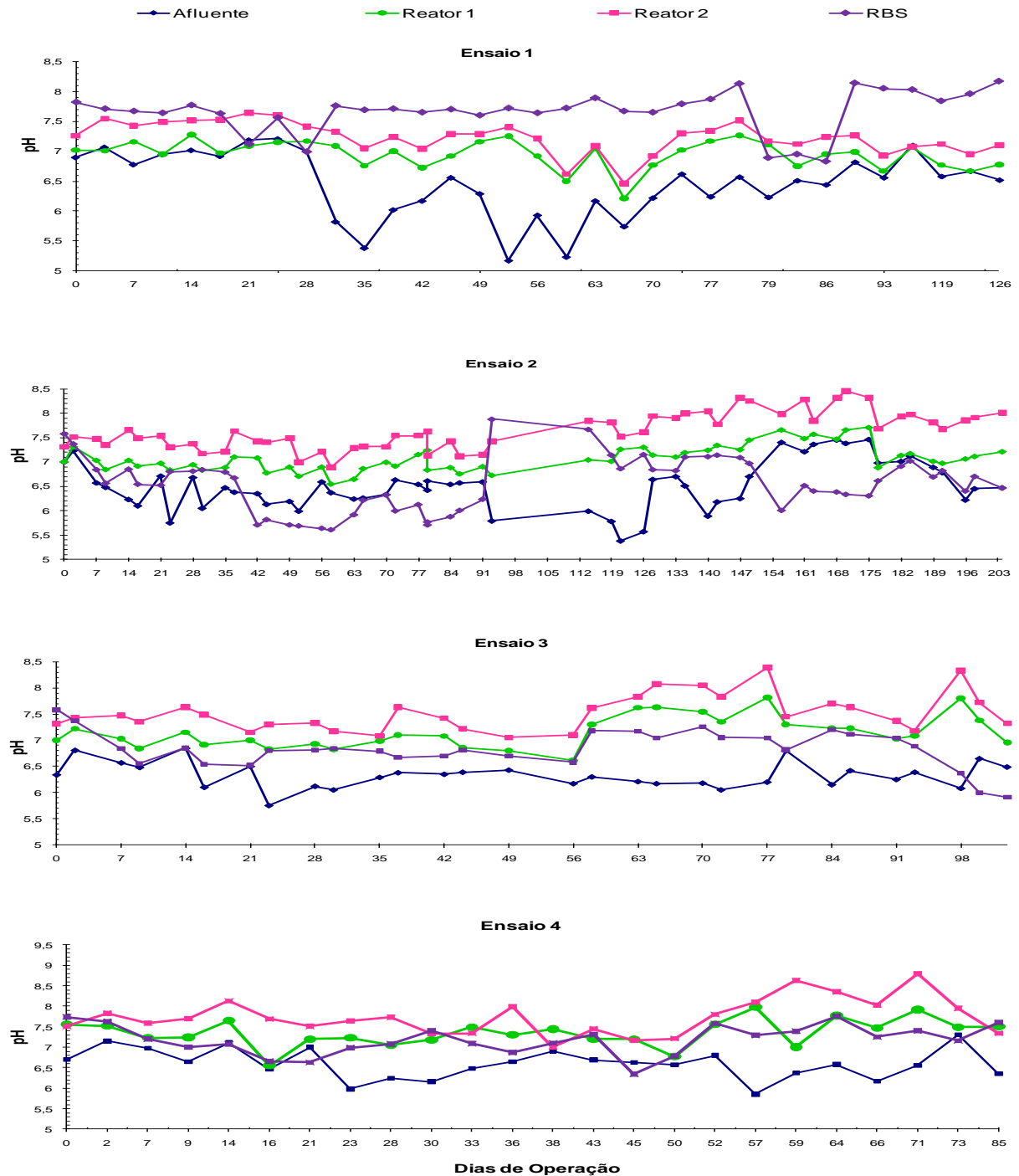


Figura 54. Valores de pH do afluente e efluentes obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

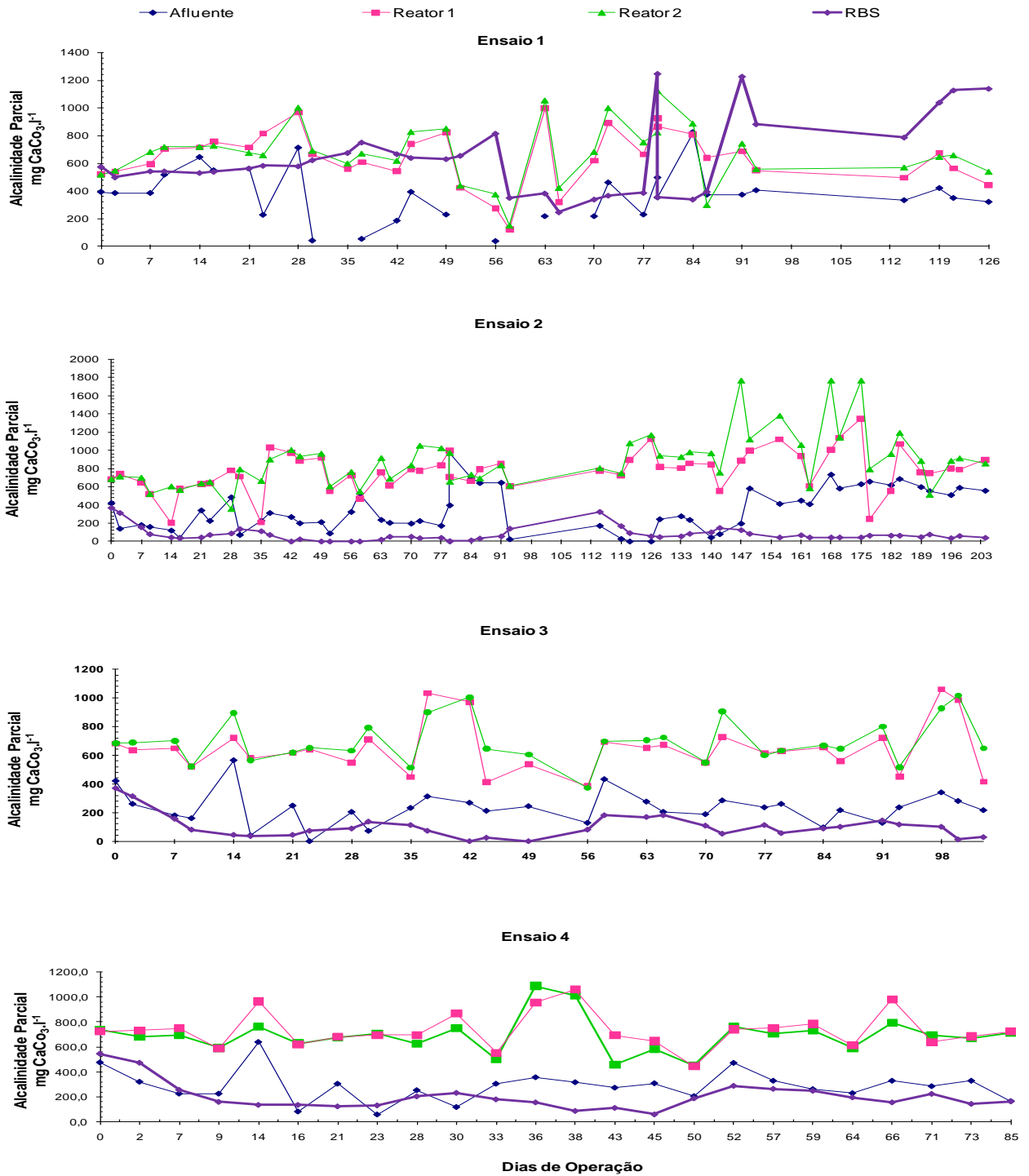


Figura 55. Valores de alcalinidade parcial (AP) do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

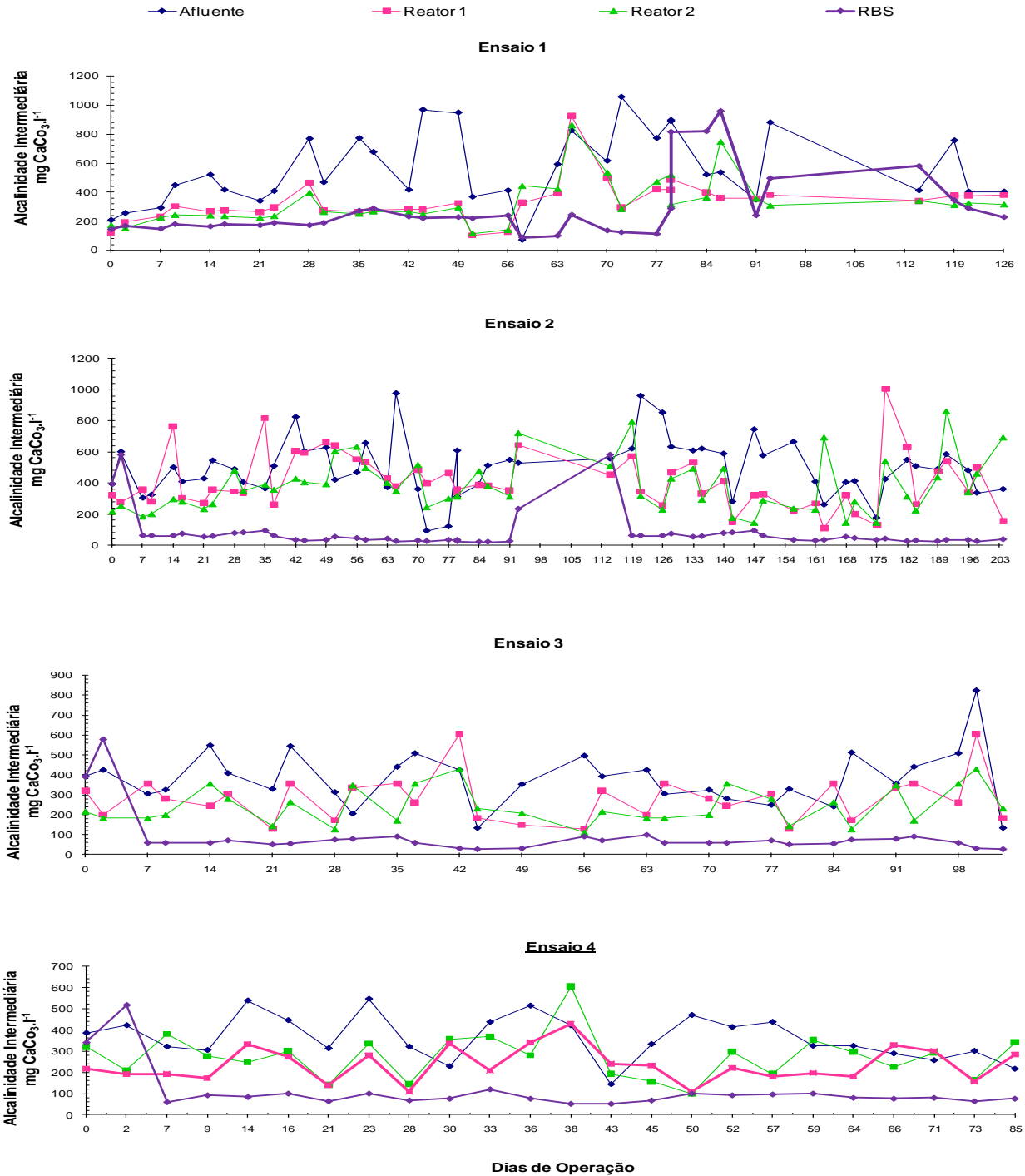


Figura 56. Valores de alcalinidade intermediária (AI) do afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

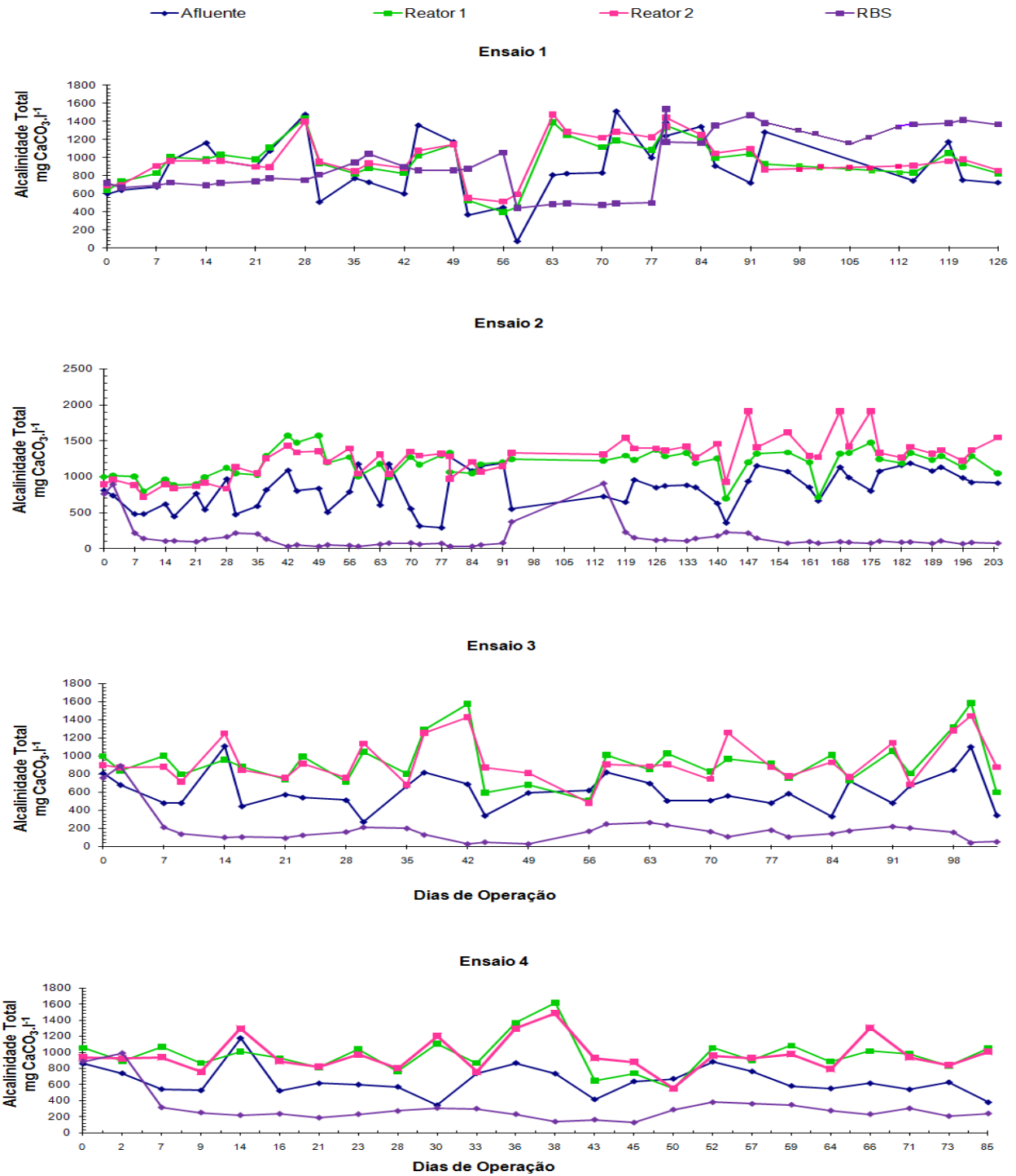


Figura 57. Valores de alcalinidade total (AT) do afluyente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

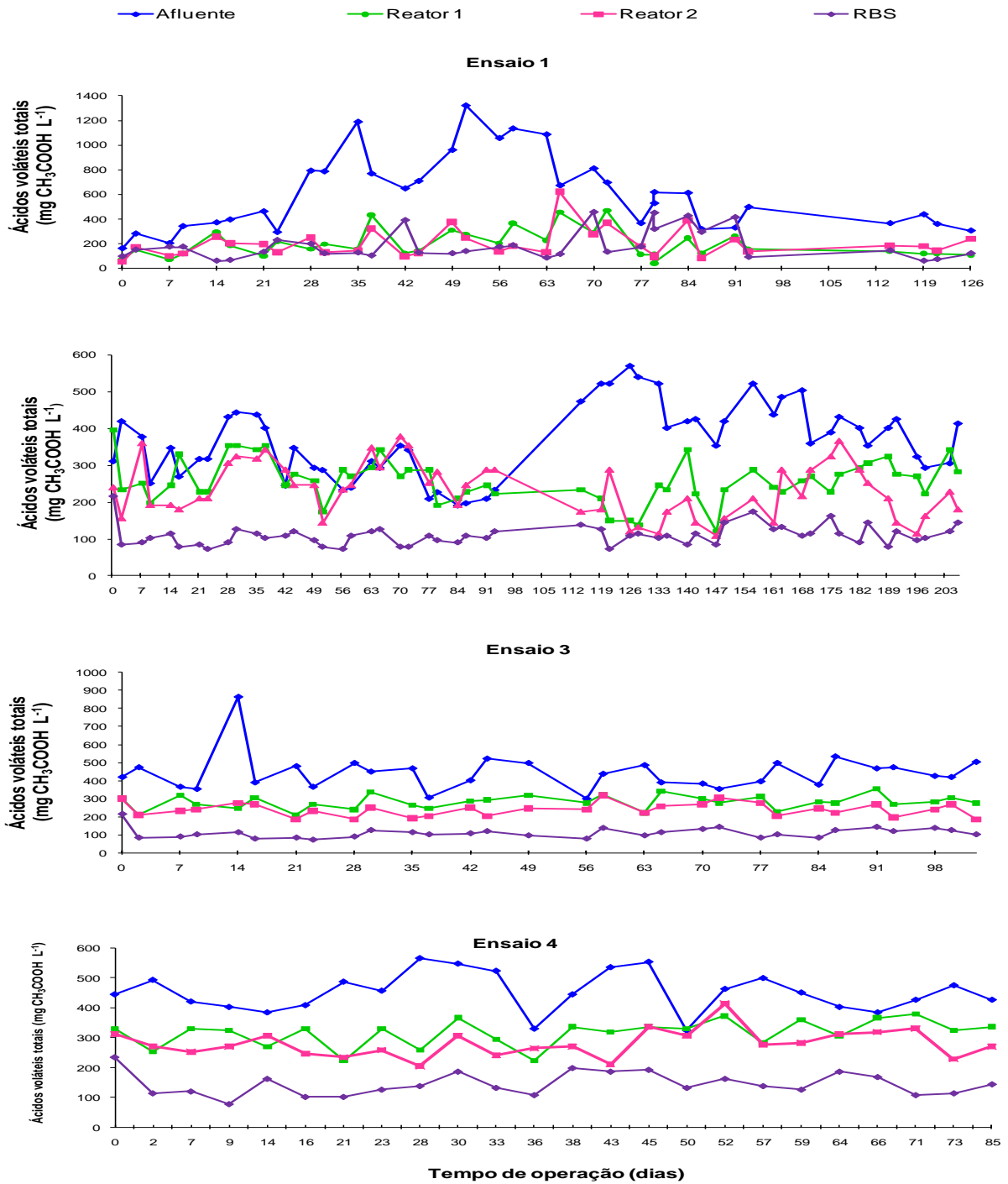


Figura 58. Concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

4.1.7. Macronutrientes e micronutrientes

4.1.7.1. Nitrogênio

Na Tabela 26 estão apresentados os valores médios e os coeficientes de variação (CV) das concentrações de Nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am) e nitrogênio orgânico (N-org) no afluente e efluentes e das eficiências de remoção de NTK, N-am. e N-org. obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

As concentrações médias de NK no afluente foram de 611, 703, 728 e 689 mg L⁻¹ para os ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, com diferença significativa ($p < 0,05$) entre os ensaios, provocadas pelas alterações nas características das águas residuárias de suinocultura.

Tabela 26. Valores médios e coeficientes de variação (cv) das concentrações de Nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.), nitrogênio orgânico (N-org) no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E), obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| | | Ensaio 1 | | Ensaio 2 | | Ensaio 3 | | Ensaio 4 | | F | CV | |
|--------|--------------------|----------|-----|----------|-----|----------|-----|----------|-----|----|-------|----|
| NK | mg L ⁻¹ | Afluente | 611 | c | 703 | a | 728 | a | 689 | b | 9,9** | 15 |
| | | R1 | 256 | c | 278 | b | 288 | ab | 298 | a | 10,1* | 19 |
| | | R2 | 219 | b | 223 | ab | 239 | a | 247 | a | 3,1* | 34 |
| | E (%) | R1 | 56 | bc | 68 | a | 62 | b | 52 | c | 5,9** | 12 |
| | | R2 | 10 | c | 22 | a | 20 | ab | 18 | b | 3,4** | 21 |
| | | R1+R2 | 62 | b | 67 | ab | 70 | a | 62 | b | 5,2** | 22 |
| N-am. | mg L ⁻¹ | Afluente | 152 | b | 164 | a | 155 | b | 161 | a | 16,1* | 23 |
| | | R1 | 166 | b | 178 | ab | 169 | b | 192 | a | 18,0* | 20 |
| | | R2 | 193 | b | 187 | c | 194 | b | 209 | a | 5,4** | 32 |
| N-org. | mg L ⁻¹ | Afluente | 459 | c | 539 | b | 573 | a | 537 | b | 11,0* | 25 |
| | | R1 | 90 | c | 100 | b | 119 | a | 106 | b | 18,1* | 52 |
| | | R2 | 26 | c | 36 | b | 45 | a | 38 | b | 11,6* | 83 |
| | E (%) | R1 | 75 | b | 82 | a | 69 | c | 78 | b | 5,8* | 21 |
| | | R2 | 59 | b | 63 | a | 52 | c | 62 | a | 3,8** | 9 |
| | | R1+R2 | 90 | b | 94 | a | 85 | c | 91 | ab | 6,9** | 18 |

Nas águas residuárias de suinocultura, SANTANA (2008), observou concentrações de NK de 517 a 910 mg L⁻¹. ABREU NETO (2007) observou concentrações de NK de 602 a 1157 mg L⁻¹ e RAMIRES (2005) observou

concentrações de NK de 477 a 1588 mg L⁻¹. Assim os valores encontrados neste trabalho foram similares aos encontrados pelos autores citados.

As concentrações médias de NK nos efluentes dos reatores R1 e R2 diminuíram e variaram de 256 a 298 mg L⁻¹ e de 219 a 247 mg L⁻¹, respectivamente, com diferença significativa ($p < 0,05$) entre os ensaios.

No sistema de tratamento anaeróbio (R1 + R2), os valores médios das eficiências de remoção de NK foram de 62, 67, 70 e 62 %, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, com diferença significativa ($p < 0,01$) entre os ensaios e os menores valores ($p < 0,05$) nos ensaios 1 e 4.

Estes valores foram similares aos observados por ABREU NETO & OLIVEIRA (2008) avaliando o desempenho dos reatores ABR e UASB, instalados em série, tratando águas residuárias de suinocultura com concentrações médias de SST de 4591 a 13001 mg L⁻¹ e DQO total de 13350 a 28770 mg L⁻¹, que obtiveram eficiências médias de remoção de NK de 51 a 71% e atribuíram, principalmente, a retenção de sólidos suspensos orgânicos na manta de lodo.

Os valores médios de N-amoniaco aumentaram do afluente para os efluentes do R1 e R2, variaram de 152 a 164 mg L⁻¹ no afluente. Os valores de N-amoniaco nos efluentes do R1 e R2 foram de 166 a 192 mg L⁻¹, e de 187 a 209 mg L⁻¹ respectivamente, com diferenças significativas ($p < 0,01$) e os maiores ($p < 0,05$) valores no ensaio 4.

Segundo MASCARENHAS et al. (2004), a amonificação consiste na conversão, por meio da ação de bactérias heterotróficas, da matéria orgânica nitrogenada, que se encontra na forma solúvel, em amônia. Conforme constatado por OLIVEIRA (1997) e RAMIRES (2005) e também observado neste estudo, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, a concentração de N-am. no efluente não aumentou proporcionalmente com a redução de N-org, indicando que a maior quantidade de N-org. ficou retida na biomassa do lodo dos reatores, principalmente no R1.

Os valores médios do N-orgânico no afluente variaram de 459 a 573 mg L⁻¹. Os valores médios de N-orgânico nos efluentes do R1 e R2 variaram de 90 a 119 mg L⁻¹ e de 26 a 45 mg L⁻¹, respectivamente, com diferenças significativas ($p < 0,01$) e os menores ($p < 0,05$) valores no ensaio 1, quando as concentrações de NK no afluente foi menor ($p < 0,05$) e o TDH aplicado foi maior. As eficiências de remoção de N-orgânico no

sistema (R1 + R2) durante os quatro ensaios variaram de 85 a 94%, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$), com as menores ($p < 0,05$) eficiências ocorrendo no ensaio 3.

SANTANA (2008) obteve eficiências de remoção de NK e N-org de 31 a 65% e de 59 a 88%, respectivamente aplicando TDH de 28 e 14 h em reator UASB tratando águas residuárias de suinocultura, com DQO total e SST de 10851 a 21478 mg L⁻¹ e de 5000 a 11000 mg L⁻¹, respectivamente. Neste trabalho, com TDH maiores foi possível alcançar maiores eficiências de remoção de NK e N-org.

ABREU NETO & OLIVEIRA (2008) avaliaram o desempenho do ABR e UASB, instalados em série, tratando de águas residuárias de suinocultura com concentrações médias de SST de 4591 a 13001 mg L⁻¹ e DQO total de 13350 a 28770 mg L⁻¹, obtiveram eficiências médias de remoção de NTK e N-org, de 51 a 71% e 76 a 94% respectivamente.

Na Tabela 27 estão apresentados os valores médios e os coeficientes de variação (CV) das concentrações de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am) e nitrogênio orgânico (N-org), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção de NK e N-org. obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB (R1 e R2) seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

As concentrações médias de NK no afluente foram de 649 a 730 mg L⁻¹ durante os ensaios 1, 2, 3 e 4, com diferenças significativas ($p < 0,01$) decorrentes das variações nas características dos dejetos.

ABREU NETO (2007), observou concentrações de NK variando de 602 a 1157 mg L⁻¹ em águas residuárias de suinocultura com DQO total variando de 21123 a 28770 mg L⁻¹. RAMIRES (2005) observou concentrações de NK variando de 477 a 1588 mg L⁻¹ em águas residuárias de suinocultura com DQO total variando de 8390 a 26025 mg L⁻¹. COSTA & MEDRI (2002) observaram concentrações de NK de 1825 mg L⁻¹ em águas residuárias de suinocultura com DQO total de 15153 mg L⁻¹. Assim, as concentrações médias de NK estiveram abaixo ou próximas aos valores encontrados pelos autores citados.

As concentrações médias de NK nos efluentes dos reatores R1, R2 e RBS diminuíram para 268 a 307 mg L⁻¹, de 220 a 278 mg L⁻¹ e de 99 a 119 mg L⁻¹ respectivamente, com diferenças significativas (p<0,05) entre os ensaios.

Tabela 27. Valores médios e coeficientes de variação (cv) das concentrações (em mg L⁻¹) de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.), nitrogênio orgânico (N-org.), nitrogênio total (NT), nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻) e oxigênio dissolvido (OD) no afluente e efluente durante a operação do reator em batelada seqüencial (RBS) aeróbio, nas fases 1, 2, 3 e 4.

| Parâmetros | Reator | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 | F | CV | | | | |
|---|----------|----------|----------|----------|-----------|------|-----------|------|-----------|-------------------------|-------------|
| NK (mg L ⁻¹) | Afluente | 649 | c | 715 | ab | 730 | a | 695 | b | 9,9** | 23 |
| | R1 | 268 | b | 299 | a | 307 | a | 302 | a | 10,1* | 21 |
| | R2 | 220 | c | 267 | b | 278 | a | 255 | b | 3,1* | 24 |
| | RBS | 99 | b | 119 | a | 117 | a | 107 | a | 5,9** | 19 |
| N-am (mg L ⁻¹) | Afluente | 140 | c | 153 | b | 168 | a | 156 | b | 3,4** | 24 |
| | R1 | 175 | b | 189 | a | 173 | b | 186 | a | 5,2** | 23 |
| | R2 | 189 | c | 210 | a | 203 | ab | 201 | b | 16,1* | 23 |
| | RBS | 164 | b | 183 | a | 186 | a | 123 | c | 11,6* | 83 |
| N-org. (mg L ⁻¹) | Afluente | 509 | c | 562 | a | 562 | a | 539 | b | 5,4** | 32 |
| | R1 | 93 | c | 110 | b | 134 | a | 116 | b | 11,0* | 25 |
| | R2 | 31 | c | 57 | b | 75 | a | 54 | b | 18,1* | 52 |
| | RBS | 34 | d | 56 | b | 49 | c | 91 | a | 18,0* | 11 |
| N-NO₂⁻ (mg L ⁻¹) | RBS | 70 | c | 89 | a | 84 | ab | 80 | b | 5,8* | 21 |
| N-NO₃⁻ (mg L ⁻¹) | RBS | 21 | b | 27 | a | 25 | ab | 28 | a | 3,8** | 9 |
| NT | RBS | 190 | b | 235 | a | 226 | a | 215 | ab | 4,3 | 20,7 |
| OD | RBS | 2,98 | c | 4,03 | a | 3,97 | ab | 4,00 | b | 2,8** | 1 |
| T°C | RBS | 26,2 | b | 28,2 | a | 25,6 | b | 26,9 | b | 3,1** | 3 |
| Vazão de ar (m ³ h ⁻¹) | RBS | 1,87 | a | 2,67 | a | 2,56 | a | 2,56 | | 1,5^{ns} | 9 |

Os valores médios de N-am. aumentaram do afluente para o efluente. As concentrações médias no afluente foram de 140 a 168 mg L⁻¹ e no efluente do reator R1 e R2 aumentaram para de 173 a 189 mg L⁻¹ e 189 a 203 mg L⁻¹ respectivamente. No efluente do RBS, as concentrações de N-am. Diminuíram acentuadamente para valores médios de 34 a 9 mg L⁻¹, em decorrência da nitrificação que ocorreu na fase aeróbia do ciclo do RBS. Houve diferenças significativas (p<0,05), com as menores concentrações no ensaio 1.

Os valores médios do N-org. no afluente variaram de 509 a 562 mg L⁻¹. Os valores médios de N-orgânico nos efluentes dos reatores R1, R2 e RBS variam de 93 a 134 mg L⁻¹, de 31 a 75 mg L⁻¹ e de 34 a 91mg L⁻¹ respectivamente.

Os valores médios de nitrito e nitrato no reator RBS variaram de 70 a 89 mg L⁻¹ e de 21 a 28 mg L⁻¹ respectivamente, durante a operação nos quatro ensaios. Diante destes resultados, pode-se inferir que houve atividade nitrificante e desnitrificante durante os ensaios de operação do RBS, confirmadas pela redução acentuada nos valores de NTK, N-am. e NT.

Os valores das concentrações médias de oxigênio dissolvido no reator RBS variaram de 2,98 a 4,03 mg L⁻¹, durante a operação dos quatro ensaios. No ensaio 1 diferiu ocorreram as menores ($p < 0,05$) concentrações.

As concentrações médias de NT no efluente do RBS variaram de 289 a 344 mg L⁻¹, valores médios inferiores aos do afluente, os quais variaram de 649 a 730 mg L⁻¹ (NTK).

Os valores médios de pH observados durante os quatro ensaios foram superiores a 6,6; e segundo METCALF & EDDY (2003), para que ocorra a nitrificação nos reatores aeróbios é interessante que o pH se mantenha acima de 6,5.

O consumo de alcalinidade no RBS ocorreu em virtude da oxidação de nitrogênio amoniacal. Segundo METCALF & EDDY, (2003) a alcalinidade necessária para oxidar 1 g de N-am. à nitrito é de 7,07 g CaCO₃, o que foi observado neste trabalho com a redução de alcalinidade no efluente do RBS concomitante ocorrência de altas concentrações de nitrato e nitrito.

As concentrações médias de N-am. observadas no efluente do RBS foram de 34, 56, 49 e 91 mg L⁻¹ respectivamente nos ensaios 1, 2, 3 e 4, muito inferiores às observadas no efluente do R2.

As remoções de N-am. pode ser justificada pela nitrificação. Porém a alcalinidade total (AT) disponível no efluente do reator R2 nos quatro ensaios não foram suficientes para oxidar todo o N-am, pois seriam necessários 1760, 1712, 1393 e mg CaCO₃ oxidar e o observado foi de 1000, 1296, 967 e 980 mg CaCO₃ no efluente do reator R2, respectivamente nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Segundo CARVALHO et al. (2000) apud LIMA (2006), a relação NTK:DQO é uma variável importante em sistemas de tratamento, nos quais ocorre o crescimento

simultâneo das colônias nitrificantes e heterotróficas, e conseqüentemente há competição pelo O_2 . Uma alta relação DQO:NTK favorece o crescimento das heterotróficas, em virtude da sua maior taxa de crescimento específica quando comparada com as nitrificantes. As relações DQO:NTK no afluente do RBS foram de 2,3:1; 2,2:1; 1,9:1 e 2,2:1 nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente, as quais não limitaram a ocorrência de nitrificação.

YANG & WANG (1999) operaram unidade de aeração intermitente com 4 ciclos, com tempos de aeração: não aeração de 4:2 h e 3:3 h (com descarte ao final do dia e alimentação em cada início de aeração), aplicando COV de 1,28 e 1,09 g DQO (L d)⁻¹ com o afluente (águas residuárias de suinocultura provenientes de reator anaeróbio) com concentração de DQO de 4,10 e 3,47 g L⁻¹, SST de 3,35 e 2,07 g L⁻¹ e NTK de 0,79 e 0,82 g L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de NT foram de 89 e 92 %, respectivamente.

No sistema (R1 + R2) e (R1 + R2 + RBS) os valores médios das eficiências de remoção de NTK foram de 62 a 66% e de 67 a 69 durante os ensaios 1, 2, 3 e 4 (Tabela 28).

Tabela 28. Valores médios e coeficientes de variação (cv) das eficiências de remoção de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.), nitrogênio orgânico (N-org) no afluente e efluentes obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio com os reatores UASB (R1 e R2), seguidos do reator operado em batelada sequencial, com fase aeróbia (RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Parâmetros | Reator | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 | F | CV | | | | |
|---------------|-----------|----------|----------|----------|----------|----|----|----|----|-------------------|----|
| E% | | | | | | | | | | | |
| NK | R1 | 59 | a | 58 | a | 58 | a | 53 | b | 2,4* | 14 |
| | R2 | 18 | a | 11 | c | 9 | c | 15 | b | 3,7* | 7 |
| | RBS | 52 | b | 54 | b | 58 | a | 59 | a | 1,8* | 11 |
| | R1 + R2 | 66 | a | 63 | b | 62 | b | 63 | b | 1,5* | 8 |
| | R1+R2+RBS | 82 | a | 80 | a | 84 | a | 79 | a | 2,2 ^{ns} | 23 |
| N-org. | R1 | 82 | a | 80 | a | 76 | b | 78 | ab | 2,7* | 22 |
| | R2 | 67 | a | 48 | bc | 44 | c | 53 | b | 1,9* | 26 |
| | RBS | - | - | 2,2 | - | 30 | - | - | - | - | - |
| | R1 + R2 | 94 | a | 90 | b | 87 | bc | 86 | c | 2,3** | 19 |
| | R1+R2+RBS | 68 | b | 67 | b | 67 | b | 77 | a | 1,5* | 11 |
| N-am. | RBS | 79 | a | 70 | a | 73 | a | 57 | b | 2,8* | 10 |
| | R1+R2+RBS | 71 | a | 61 | a | 68 | a | 49 | b | 5,4* | 5 |
| NT | RBS | 15 | a | 10 | a | 19 | a | 17 | a | 1,7 ^{ns} | 17 |
| | R1+R2+RBS | 91 | a | 66 | b | 71 | b | 68 | b | 2,3* | 14 |

BERNET et al. (2000) estudaram o tratamento de águas residuárias de suinocultura com a combinação de dois reatores (RBS), em série. O RBS anaeróbio foi alimentado com o afluente e operando com COV de 4,8 g DQO (L d)⁻¹, de SST variando de 2,84 a 18,00 g L⁻¹. Ambos os reatores foram operados com 1 ciclo por dia (22 h de reação e o tempo de alimentação variando com a taxa de recirculação aplicada). Os autores observaram que as eficiências de remoção de NTK foram de 85 a 91 %.

As eficiências de remoção de N-orgânico do sistema (R1 + R2) e do sistema durante os três ensaios variaram de 87 a 94%. As eficiências médias de remoção de NT no RBS variaram de 43 a 78%.

4.1.7.2. Fósforo

Na Tabela 29 estão apresentados os valores médios e os coeficientes de variação (cv) das concentrações de fósforo total (P-total) no afluente e nos efluentes, e das eficiências de remoção nos reatores UASB (R1 e R2) e no conjunto de reatores UASB em dois estágios (R1 + R2), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Tabela 29. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de P-total, no afluente e efluentes, e da eficiência de remoção (E) nos reatores UASB (R1 e R2) e no sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| | | | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 | F | CV | | | | |
|---------|--------------------|----------|----------|----------|----------|----------|-----|----|-----|--------|--------|----|
| P-total | mg L ⁻¹ | Afluente | 429 | c | 557 | b | 731 | a | 566 | b | 12,8** | 67 |
| | | R1 | 165 | c | 219 | b | 256 | a | 201 | b | 19,5** | 34 |
| | | R2 | 134 | c | 192 | b | 213 | a | 181 | b | 10,6** | 32 |
| | E (%) | R1 | 61 | b | 60 | b | 65 | a | 56 | c | 9,9** | 11 |
| | | R2 | 19 | a | 12 | b | 17 | a | 11 | b | 2,5** | 7 |
| | R1+R2 | 69 | a | 65 | b | 71 | a | 65 | b | 21,1** | 25 | |

Os valores médios da concentração de P-total no afluente variaram de 429 a 731 mg L⁻¹ e diferiram significativamente (p<0,01) e esses valores são próximos aos encontrados por SANTANA (2008), o qual observou variação de 260 a 616 mg L⁻¹, para águas residuárias de suinocultura com concentrações médias de DQOtotal de 14907 mg L⁻¹.

No efluente do R1 e do R2, as concentrações médias de P-total diminuíram para 165, 219 e 256 mg L⁻¹ e de 143, 192 e 213 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3 e 4,

respectivamente, com diferença significativas ($p < 0,01$) decorrente das variações no afluente.

As eficiências de remoção de P-total no R1 e no R2 variaram de 56 a 65% e de 11 a 19% respectivamente. Para o conjunto de reatores UASB em dois estágios (R1+R2) as eficiências de remoção de P-total variaram de 65 a 71%, com maiores valores nos ensaios 1 e 3.

SANTANA (2008) obteve valores médios de remoção de P-total de 48 a 73%, utilizando reatores UASB em dois estágios no tratamento de águas residuárias de suinocultura, o que atribuiu com base em resultados obtidos por PEREIRA (2003) e OLIVEIRA (1997) à retenção de sólidos no lodo dos reatores e a possibilidade de remoção por imobilização na biomassa e precipitação do fósforo na manta de lodo.

O P corresponde de 2,0 a 2,6% do peso seco dos microrganismos (METCALF & EDDY, 2003). GRADY et al. (1999) observaram que parte do fósforo liberado durante a fase de digestão anaeróbia de processo de remoção biológica de fósforo de resíduos sólidos pode precipitar e ser retido com os sólidos. Os precipitados incluem a estrovita ($MgNH_4PO_4$) “brushita” ($CaHPO_4 \cdot 2H_2O$) e vivianita ($Fe_2(PO_4)_3 \cdot H_2O$). OLIVEIRA et al. (1997), examinando o lodo granuloso de reatores UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura, observaram minerais, incrustados nos grânulos, compostos de Ca, Fe, S Mg e Al (o analisador de raio X não detectava C, N, H e O).

Na Tabela 30 estão apresentados os valores médios e os coeficientes de variação (cv) das concentrações de fósforo total (P-total) no afluente e nos efluentes, e das eficiências de remoção nos reatores R1, R2 e RBS, no sistema anaeróbio (R1 + R2) e do sistema anaeróbio-aeróbio-anóxico (R1+R2+RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Os valores médios da concentração de P-total no afluente variaram de 416 a 742 $mg L^{-1}$, e no efluente do R1, R2 e RBS as concentrações de P-total diminuíram e as médias variaram de 167 a 254 $mg L^{-1}$, de 118 a 199 $mg L^{-1}$ e de 83 a 101 $mg L^{-1}$ nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente com diferenças significativas ($p < 0,01$) decorrentes principalmente de variações no afluente.

As eficiências de remoção de P-total no reator R1, R2 e RBS variaram de 50 a 66% , de 22 a 31% e de 30 a 51% respectivamente. No conjunto de reatores UASB em dois estágios (R1+R2) as eficiências de remoção de P-total variaram de 66 a 73% e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio-anóxico (R1+R2+RBS) aumentara, atingindo

valores médios de eficiência de remoção de P-total que variaram de 78 a 87%, com diferenças significativas ($p < 0,01$) e as maiores ($p < 0,05$) remoções ocorreram no ensaio 3.

Tabela 30. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de P-total, no afluente e efluentes, e da eficiência de remoção (E) nos reatores R1, R2 e RBS, no sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbia (R1+R2+RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Parâmetro | Reator | Ensaio 1 | | Ensaio 1 | | Ensaio 3 | | Ensaio 4 | | F | CV |
|---|-----------|----------|---|----------|----|----------|---|----------|----|---------------|-----------|
| P-total (mg L ⁻¹) | Afluente | 416 | d | 501 | c | 742 | a | 600 | b | 18,7** | 53 |
| | R1 | 167 | c | 248 | a | 254 | a | 223 | b | 14,7** | 49 |
| | R2 | 118 | a | 172 | b | 199 | a | 188 | ab | 10,9** | 24 |
| | RBS | 83 | b | 87 | b | 99 | a | 101 | a | 14,9** | 19 |
| E (%) | | | | | | | | | | | |
| P-total | R1 | 60 | b | 50 | c | 66 | a | 58 | b | 12,5** | 17 |
| | R2 | 29 | a | 31 | a | 22 | b | 25 | b | 12,1** | 5 |
| | RBS | 30 | b | 49 | a | 50 | a | 47 | a | 9,8** | 17 |
| | R1 + R2 | 72 | a | 66 | b | 73 | a | 61 | c | 11,8** | 24 |
| | R1+R2+RBS | 80 | b | 83 | ab | 87 | a | 78 | b | 17,3** | 14 |

SANTANA (2008) obteve valores médios da concentração P-total no efluente d RBS de 39 a 151 mg L⁻¹ e eficiência de remoção de P-total no sistema (R1+R2+RBS) variaram de 77 a 85%.

Os valores médios da concentração de P-total no efluente do RBS e a eficiência de remoção de P-total no sistema (R1+R2+RBS) obtidos nesse estudo foram semelhantes aos obtidos por SANTANA (2008), indicando a consistência dos resultados com o sistema de tratamento combinado proposto neste trabalho, incrementando a remoção de P-total.

DENG et al. (2007) avaliaram sistemas combinados usando reator UASB, com volume total de 17,7 L, seguidos de RBS aeróbio, com volume total de 12,5 L e volume de trabalho de 10 L; para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com DQO de 6561 mg L⁻¹; N-NH₃ de 720 mg L⁻¹, NT de 997 mg L⁻¹ e P-total de 125 mg L⁻¹, respectivamente. O RBS foi operado com ciclos de 8 h, com 4 h de aeração, 2 h de sedimentação, 1 h de repouso e 1 h da retirada do sobrenadante. Os autores verificaram no sistema de tratamento combinado eficiências de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e P-total de 94,3; 98,8 e 70,6%, respectivamente. As remoções de

DQO, P-total e N-total neste trabalho foram similares, excluindo a conversão de N-am. Em virtude dos menores tempos de aeração no ciclo.

GASPAR et al. (2006) operaram uma unidade piloto de lodo ativado para o pós-tratamento de esgoto doméstico, pré-tratado por processo anaeróbio em reator UASB, visando a remoção de nitrogênio e fósforo. Foi adicionado coagulante (cloreto férrico nas concentrações de 80 a 150 mg $\text{FeCl}_3 \text{ L}^{-1}$), visando obter melhores eficiências na remoção do fósforo. No sistema de lodos ativados, as eficiências na remoção de P-total variaram de 63 a 94%. O uso de cloreto férrico para a remoção físico-química de fósforo mostrou-se eficaz somente com elevadas relações Fe/P-total. As eficiências médias de remoção de DQO total variaram de 73 a 87% no sistema de lodos ativados.

Neste trabalho foram obtidos remoções médias de 30 a 50% para P-total, de 66 a 80% para DQO dissolvida e de 53 a 63% para DQO total, portanto, a adição de coagulante no RBS poderia melhorar, quando for necessário, as remoções de P-total e DQO-total.

4.1.7.3. Potássio, cálcio, magnésio e sódio

Na Tabela 31 estão apresentados os valores médios e os coeficientes de variação (cv) das concentrações de cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na) no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção nos reatores UASB (R1 e R2) e no conjunto de reatores UASB em dois estágios (R1 + R2), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

As maiores ($p < 0,05$) concentrações de Ca nos efluentes dos reatores R1 e R2, ocorreram no ensaio 3, e foram de 201 e 110 mg L^{-1} , respectivamente, acompanhado as maiores ($p < 0,05$) no afluente no ensaio 3. As eficiências de remoção de Ca variaram de 74 a 86% no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) durante os quatro ensaios, com diferenças significativas ($p < 0,01$) e as maiores ($p < 0,05$) médias no ensaio 3.

As concentrações de K nos efluentes dos reatores R1 e R2 variaram de 98 a 251 mg L^{-1} e de 76 a 202 mg L^{-1} , respectivamente. As eficiências médias de remoção de K variaram de 40 a 66%; de 15 a 22% e de 52 a 74% nos reatores R1, R2 e sistema de tratamento (R1+R2), respectivamente, com diferenças significativas ($p < 0,01$) para as

remoções no sistema (R1 e R2), e as maiores ($p < 0,05$) eficiências ocorreram nos ensaios 1 e 2 quando o TDH foram maiores.

As concentrações de Mg nos efluentes dos reatores R1 e R2 variaram de 29 a 33 mg L^{-1} e de 17 a 30 mg L^{-1} , respectivamente. As eficiências médias de remoção de Mg variaram de 38 a 60%; de 9 a 45% e de 55 a 83% nos reatores R1, R2 e sistema de tratamento (R1+R2), respectivamente, com diferenças significativas ($p < 0,01$) para as remoções no sistema (R1 e R2), e as maiores ($p < 0,05$) eficiências ocorreram nos ensaios 1.

Tabela 31. Valores médios (em mg L^{-1}) e coeficientes de variação (cv) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na) no afluente e nos efluentes, e das eficiências de remoção (E) no reatores UASB R1 e R2 e no conjunto de reatores UASB em dois estágios (R1+R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| | | | | Ensaio 1 | | Ensaio 2 | | Ensaio 3 | | Ensaio 4 | | F | CV |
|----|--------------------|----------|--|----------|----|----------|----|----------|---|----------|----|---------------|-----------|
| Ca | mg L^{-1} | Afluente | | 321 | d | 575 | c | 801 | a | 601 | b | 51,8** | 28 |
| | | R1 | | 127 | c | 179 | b | 201 | a | 188 | b | 19,8** | 62 |
| | | R2 | | 85 | c | 97 | b | 110 | a | 102 | b | 11,3** | 26 |
| | E (%) | R1 | | 60 | c | 69 | b | 75 | a | 67 | b | 2,2** | 26 |
| | | R2 | | 33 | c | 46 | b | 45 | b | 51 | a | 9,9** | 36 |
| | | R1+R2 | | 74 | c | 83 | ab | 86 | a | 81 | b | 9,9** | 41 |
| K | mg L^{-1} | Afluente | | 289 | c | 278 | c | 419 | a | 322 | b | 8,4** | 44 |
| | | R1 | | 98 | b | 102 | b | 251 | a | 157 | b | 10,1** | 38 |
| | | R2 | | 76 | b | 87 | b | 202 | a | 121 | b | 9,7** | 38 |
| | E (%) | R1 | | 66 | a | 66 | a | 40 | a | 51 | a | 2,6ns | 65 |
| | | R2 | | 22 | a | 22 | a | 20 | a | 22 | a | 10ns | 44 |
| | | R1+R2 | | 74 | a | 74 | a | 52 | c | 63 | b | 9,8** | 62 |
| Mg | mg L^{-1} | Afluente | | 56 | b | 47 | c | 83 | a | 47 | c | 61,3** | 26 |
| | | R1 | | 31 | ab | 29 | b | 33 | a | 25 | c | 2,2** | 26 |
| | | R2 | | 17 | c | 21 | b | 30 | a | 22 | b | 3,8* | 19 |
| | E (%) | R1 | | 67 | a | 38 | d | 60 | b | 55 | c | 20,3** | 40 |
| | | R2 | | 16 | b | 28 | a | 9 | c | 6 | c | 24,5** | 33 |
| | | R1+R2 | | 83 | a | 55c | b | 64 | b | 50 | d | 21,0** | 34 |
| Na | mg L^{-1} | Afluente | | 42 | d | 72 | a | 56 | c | 61 | b | 0,6** | 41 |
| | | R1 | | 37 | b | 58 | a | 37 | b | 54 | a | 1,1** | 46 |
| | | R2 | | 30 | c | 51 | a | 10 | d | 48 | b | 21,6** | 27 |
| | E (%) | R1 | | 12 | a | 19 | b | 34 | a | 16 | bc | 17,5** | 37 |
| | | R2 | | 19 | a | 12 | b | 8 | c | 6 | c | 1,9** | 46 |
| | | R1+R2 | | 29 | b | 29 | b | 39 | a | 24 | c | 3,8* | 19 |

As concentrações de Na nos efluentes dos reatores R1 e R2 variaram de 37 a 58 mg L^{-1} e de 30 a 51 mg L^{-1} , respectivamente. As eficiências de remoção de Na

variaram de 12 a 34%; de 8 a 19% e de 29 a 39% nos reatores R1, R2 e sistema de tratamento (R1+R2), respectivamente com diferenças significativas ($p < 0,01$). Os valores foram baixos em virtude da alta solubilidade do Na e baixa imobilização na biomassa microbiana.

Na Tabela 32 estão apresentados os valores médios e os coeficientes de variação (cv) das concentrações de cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na), no afluente e nos efluentes, e das eficiências de remoção nos reatores R1, R2 e RBS, no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio-anóxico (R1+R2+RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

As concentrações de Ca nos efluentes dos reatores R1, R2 e RBS diminuíram para 115 a 210 mg L⁻¹, 75 a 119 mg L⁻¹ e 25 a 49 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de Ca variaram de 75 a 85% e de 91 a 96% no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio-anóxico (R1+R2+RBS), respectivamente, com diferenças significativa ($p < 0,01$).

As concentrações de K nos efluentes dos reatores R1, R2 e RBS diminuíram para 99 a 220 mg L⁻¹, 63 a 197 mg L⁻¹ e 42 a 63 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de K foram de 21 a 76% e de 78 a 84% no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS), respectivamente, com diferenças significativas ($p < 0,01$).

As concentrações de Mg nos efluentes dos reatores R1, R2 e RBS diminuíram para 12 a 40 mg L⁻¹, 9 a 26 mg L⁻¹ e 2 a 12 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de Mg variaram de 66 a 79% e de 82 a 95% no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS), respectivamente, com diferenças significativas ($p < 0,01$).

As concentrações de sódio nos efluentes dos reatores R1, R2 e RBS variaram de 36 a 52 mg L⁻¹, de 29 a 47 mg L⁻¹ e de 18 a 35 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de Na variaram de 19 a 43% e de 38 a 65% no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS), respectivamente, com diferenças significativas ($p < 0,01$).

De maneira geral, as diferenças significativas observadas nos efluentes acompanharam as variações nos afluentes entre os ensaios. Quanto as diferenças significativas ocorridas nas eficiências de remoção entre os ensaios não apontaram para o efeito exclusivo de alguma das condições operacionais impostas.

Ficou evidente que além da associação em série dos reatores UASB (R1 e R2), a inclusão do RBS aumentou de forma acentuada as remoções de Ca, K e Mg.

4.1.7.4. Cobre, ferro, manganês e zinco

Na Tabela 33 estão apresentados os valores médios das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mg) e zinco (Zn), e os respectivos coeficientes de variação (cv), no afluente e nos efluentes, e das eficiências de remoção (E) nos reatores UASB (R1 e R2) e no conjunto de reatores UASB em dois estágios (R1+ R2), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

As concentrações médias de Cu nos efluentes dos reatores R1 e R2 diminuíram para 0,7 a 0,9 mg L⁻¹ e 0,3 a 0,6 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de Cu foram de 57 a 59%; de 40 a 57% e de 74 a 82% nos reatores R1, R2 e sistema de tratamento (R1+R2), respectivamente. Houve diferenças significativas (p<0,01).

As concentrações de Fe nos efluentes dos reatores R1 e R2 diminuíram para 9,2 a 11,3 mg L⁻¹ e 0,4 a 0,8 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de Fe variaram de 56 a 63%; de 27 a 36% e de 71 a 73% nos reatores R1, R2 e sistema de tratamento (R1+R2), respectivamente, com diferenças significativas (p<0,01).

As concentrações de Mn nos efluentes dos reatores R1 e R2 diminuíram para 0,6 a 1,1 mg L⁻¹ e 0,4 a 0,8 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de Mn variaram de 66 a 79%; de 11 a 36% e de 78 a 86% nos reatores R1, R2 e sistema de tratamento (R1+R2), respectivamente. Houve diferenças significativas (p<0,01).

As concentrações de Zn nos efluentes dos reatores R1 e R2 diminuíram para 2,2 a 3,1 mg L⁻¹ e 1,2 a 1,7 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de Zn variaram de 57 a 63%; de 32 a 48% e de 76 a 81% nos reatores R1, R2 e sistema de tratamento (R1+R2), respectivamente, com diferenças significativas (p<0,01).

Tabela 33. Valores médios (em mg L⁻¹) e coeficiente de variação (cv) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e das eficiências de remoção (E) nos reatores UASB (R1 e R2) e no conjunto de reatores UASB em dois estágios (R1+ R2) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| | | | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 | F | CV | | | | |
|----|--------------------|----------|----------|----------|----------|----------|------|----|------|---|-------|----|
| Cu | mg L ⁻¹ | Afluente | 1,7 | c | 2,1 | b | 2,3 | ab | 2,5 | a | 9,5** | 55 |
| | | R1 | 0,7 | b | 0,9 | a | 1,0 | a | 0,9 | a | 0,7** | 95 |
| | | R2 | 0,3 | b | 0,4 | b | 0,6 | a | 0,6 | a | 4,7** | 70 |
| | E (%) | R1 | 59 | b | 57 | b | 57 | b | 63 | a | 5,9** | 52 |
| | | R2 | 57 | a | 56 | a | 40 | b | 33 | c | 3,1* | 39 |
| | | R1+R2 | 82 | a | 81 | a | 74 | b | 66 | c | 1,7* | 37 |
| Fe | mg L ⁻¹ | Afluente | 20,8 | c | 30,5 | a | 27,9 | b | 19,8 | c | 0,9** | 26 |
| | | R1 | 9,2 | c | 11,3 | ab | 10,9 | b | 12,9 | a | 2,5** | 15 |
| | | R2 | 5,9 | c | 8,1 | b | 8,0 | b | 12,3 | a | 2,2** | 18 |
| | E (%) | R1 | 56 | c | 63 | b | 61 | b | 78 | a | 12,1* | 52 |
| | | R2 | 36 | a | 28 | bc | 27 | c | 30 | b | 0,7** | 31 |
| | | R1+R2 | 72 | b | 73 | b | 71 | b | 85 | a | 6,0** | 21 |
| Mn | mg L ⁻¹ | Afluente | 2,9 | b | 3,6 | a | 3,2 | b | 1,7 | c | 4,5** | 12 |
| | | R1 | 0,6 | c | 0,9 | b | 1,1 | a | 0,8 | b | 2,2** | 10 |
| | | R2 | 0,4 | b | 0,8 | a | 0,7 | a | 0,8 | a | 3,3* | 17 |
| | E (%) | R1 | 79 | a | 75 | a | 66 | b | 53 | c | 12** | 20 |
| | | R2 | 33 | a | 11 | b | 36 | a | - | - | 5,3** | 32 |
| | | R1+R2 | 86 | a | 78 | b | 78 | b | 72 | c | 4,5** | 10 |
| Zn | mg L ⁻¹ | Afluente | 5,1 | d | 6,7 | b | 8,3 | a | 5,7 | c | 3,5** | 16 |
| | | R1 | 2,2 | b | 2,5 | b | 3,1 | a | 1,3 | c | 0,8** | 10 |
| | | R2 | 1,2 | b | 1,7 | a | 1,6 | a | 1,6 | a | 1,6** | 31 |
| | E (%) | R1 | 57 | c | 63 | b | 63 | b | 81 | a | 0,7** | 18 |
| | | R2 | 45 | a | 32 | b | 48 | a | - | c | 1,7** | 25 |
| | | R1+R2 | 76 | c | 75 | c | 81 | b | 96 | a | 3,4** | 34 |

RAMIRES (2005), tratando de águas residuárias de suinocultura com SST 12788 mg L⁻¹, em reatores UASB em dois estágios com TDH de 36 h no R1 e 7,5 h no R2, obteve eficiências de remoção para Mn de 59%, de 89% para o Cu, de 77% para o Zn e de 94% para o Fe no conjunto de reatores UASB (R1+R2).

Na Tabela 34 estão apresentados os valores médios das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mg) e zinco (Zn), e os respectivos coeficientes de variação (cv), no afluente e nos efluentes, e das eficiências de remoção (E) nos reatores R1, R2 e RBS, no sistema de tratamento anaeróbio (R1+ R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio-anóxico (R1+R2+RBS), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

As concentrações de Cu nos efluentes dos reatores R1, R2 e RBS variaram de 0,5 a 1,1 mg L⁻¹, 0,3 a 0,6 mg L⁻¹ e 0,07 a 0,48 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de Cu variaram de 75 a 76% e de 81 a 94% no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio-anóxico (R1+R2+RBS), respectivamente, com diferenças significativas (p<0,01).

As concentrações de Fe nos efluentes dos reatores R1, R2 e RBS decresceram acentuadamente para 9,3 a 10,3 mg L⁻¹, de 5,9 a 8,9 mg L⁻¹ e de 0,53 a 1,0 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de Fe variaram de 60 a 78% e de 95 a 98% no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio-anóxico (R1+R2+RBS), respectivamente, com diferenças significativas (p<0,01).

As concentrações de Mn nos efluentes do R1, R2 e RBS diminuíram acentuadamente para de 0,7 a 1,4 mg L⁻¹, 0,5 a 0,8 mg L⁻¹ e 0,03 a 1,19 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de Mn variaram de 79 a 86% e de 95 a 99% no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS) respectivamente.

As concentrações de Zn nos efluentes do R1, R2 e RBS decresceram acentuadamente 2,7 a 3,6 mg L⁻¹, 1,0 a 2,9 mg L⁻¹ e 0,05 a 0,20 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de Zn variaram de 67 a 81% e de 98 a 99% no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) e no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio-anóxico (R1+R2+RBS) respectivamente, com diferenças significativas (p<0,01) com diferenças significativas (p<0,01).

SANTANA (2008), tratando de águas residuárias de suinocultura com SST variando de 5000 a 11000 mg L⁻¹, em reatores UASB em dois estágios e submetidos a tempos de detenção hidráulica (TDH) de 28 e 14h no primeiro reator (R1), 11 e 6h no segundo reator (R2), obteve eficiências de remoção de Mn de 99%, de 97% para o Cu, de 99% para o Zn e de 98% para o Fe no sistema R1+R2+RBS, valores similares aos obtidos neste trabalho, confirmando a eficiência da associação de reatores UASB em dois estágios e RBS para a remoção de metais pesados. Valores similares aos obtidos neste trabalho.

As diferenças significativas ($p < 0,01$) entre as concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn nos afluentes do R1 e R2 tiveram tendência similar as variações ocorridas nos afluentes nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Quanto as eficiências de remoção, os maiores ($p < 0,05$) valores médios ocorreram, principalmente, nos ensaios 1 e 2, para os sistemas R1+R2 e R1+R2+RBS, indicando influência do TDH.

Nos conjuntos I e II ficou evidente as vantagens da associação dos reatores UASB em dois estágios (R1+R2) para aumentar e estabilizar a remoção dos metais Cu, Fe, Mn e Zn. Assim como, com a inclusão de RBS, foi possível melhorar de forma acentuada a qualidade do efluente, atingindo remoções de até 94% para o Cu, 98% para o Fe e 99% para o Mn e Zn.

Os limites máximos estabelecidos na Resolução 357, pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2005) para as concentrações em cursos d'água doce de classe de 3 são de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ para o Cu total, 5 mg L^{-1} para o Fe, $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ para o Mn e 5 mg L^{-1} para o Zn. Estas águas podem ser destinadas para à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras. Portanto o efluente dos reatores UASB em dois estágios seguidos do RBS atingindo qualidade, no que diz respeito as concentrações de Cu total, Fe, Mn e Zn, para a irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, nos quatro ensaios.

Também os efluentes do R2 e RBS, dos conjuntos I e II atenderam aos limites máximos de lançamento de efluentes, de 15 mg L^{-1} para o Fe, $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ para o Mn e de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ para o Zn, estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA na Resolução 357 (BRASIL, 2005).

4.1.8. Coliformes totais e termotolerantes

Na Tabela 35 estão apresentados os valores médios do número mais provável (NMP) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção nos reatores UASB (R1 e R2) e no conjunto de reatores UASB em dois estágios (R1+R2) durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

No efluente do R1, os coliformes totais diminuíram para $1,9 \times 10^6$; $9,5 \times 10^6$; $1,7 \times 10^5$ e $1,8 \times 10^5$ NMP/100 mL, e no efluente do R2, também, para $1,2 \times 10^6$; $1,1 \times 10^6$;

$4,2 \times 10^4$ e $4,5 \times 10^5$ NMP/100 mL, nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente. No R1, as eficiências de remoção de coliformes totais foram de 75,0 a 93,33% e dos coliformes termotolerantes 76,76 a 94,78%. As remoções no R1 foram maiores do que no R2, as quais foram de 36,84 a 88,42% e de 33,33 a 86,08%, respectivamente.

Tabela 35. Valores médios de número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção nos reatores UASB (R1 e R2) e no conjunto de reatores em dois estágios UASB (R1+R2), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Ensaio | Local de amostragem | Coliformes Totais | | Coliformes Termotolerantes | |
|--------|---------------------|-------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|
| | | NMP/100mL | Eficiência de Remoção (%) | NMP/100mL | Eficiência de Remoção (%) |
| 1 | Afluente | $2,6 \times 10^7$ | - | $2,5 \times 10^7$ | - |
| | R1 | $1,9 \times 10^6$ | 92,69 | $1,8 \times 10^6$ | 92,80 |
| | R2 | $1,2 \times 10^6$ | 36,84 | $1,2 \times 10^6$ | 33,33 |
| | R1 + R2 | - | 95,38 | - | 95,20 |
| 2 | Afluente | $3,8 \times 10^7$ | - | $3,4 \times 10^7$ | - |
| | R1 | $9,5 \times 10^6$ | 75,00 | $7,9 \times 10^6$ | 76,76 |
| | R2 | $1,1 \times 10^6$ | 88,42 | $1,1 \times 10^6$ | 86,08 |
| | R1 + R2 | - | 97,11 | - | 96,76 |
| 3 | Afluente | $1,5 \times 10^6$ | - | $1,4 \times 10^6$ | - |
| | R1 | $1,7 \times 10^5$ | 88,67 | $1,5 \times 10^5$ | 89,29 |
| | R2 | $4,2 \times 10^4$ | 75,29 | $4,2 \times 10^4$ | 72,00 |
| | R1 + R2 | - | 97,20 | - | 97,00 |
| 4 | Afluente | $2,7 \times 10^6$ | - | $2,3 \times 10^6$ | - |
| | R1 | $1,8 \times 10^5$ | 93,33 | $1,2 \times 10^5$ | 94,78 |
| | R2 | $4,5 \times 10^4$ | 75,00 | $3,9 \times 10^4$ | 67,50 |
| | R1 + R2 | - | 98,33 | - | 98,30 |

No conjunto I de reatores UASB em dois estágios (R1+R2) as eficiências de remoção de coliformes totais e termotolerantes aumentaram a partir do ensaio 1 de 95,38 para 97,11; 97,20 e 98,33% e de 95,20 para 96,76; 97 e 98,30% nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente. Este efeito pode estar relacionado com o aumento na concentração de AVT (Tabela 20) nos efluentes do R1 e R2.

Segundo METCALF & EDDY (2003), a quantidade de coliformes totais em águas residuárias domésticas varia entre 10^6 a 10^9 NMP/100 mL. O valor obtido para águas residuárias de suinocultura, neste estudo, ficou em quantidade similar a do esgoto sanitário doméstico. A ordem de grandeza dos coliformes totais e termotolerantes foram de 10^6 a 10^7 no afluente durante os ensaios do experimento.

DUDA & OLIVEIRA (2007) encontraram, em águas residuárias de suinocultura com SST entre 5000 a 13000 mg L⁻¹, coliformes termotolerantes da ordem de 10^6 a 10^8 NMP/100 mL, valores similares aos encontrados neste estudo.

Apesar de apresentar bons resultados de remoção de carga orgânica e das elevadas porcentagens de redução de coliformes, o tratamento das águas residuárias de suinocultura nos reatores UASB em dois estágios não permitiu obter valores de microrganismos indicadores que possibilitaram a sua utilização na irrigação de culturas agrícolas alimentícias atendendo aos regulamentos brasileiros e internacionais.

No conjunto II, no efluente do R1, os coliformes totais diminuíram $1,2 \times 10^6$; $6,9 \times 10^6$; $3,5 \times 10^5$ e $3,4 \times 10^5$ NMP/100 mL, no efluente do R2 para $3,3 \times 10^5$; $4,7 \times 10^5$; $7,9 \times 10^4$ e $6,8 \times 10^5$ NMP/100 mL e no efluente do RBS para $5,4 \times 10^4$; $1,7 \times 10^4$; $1,7 \times 10^3$ e $1,2 \times 10^4$ NMP/100 mL, nos ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente (Tabela 36).

Tabela 36. Valores médios de número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção nos reatores R1, R2 e RBS, do sistema (R1+R2) e do sistema (R1+R2+RBS) nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

| Ensaio | Local de amostragem | Coliformes Totais | | Coliformes Termotolerantes | |
|--------|---------------------|-------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|
| | | NMP/100mL | Eficiência de Remoção (%) | NMP/100mL | Eficiência de Remoção (%) |
| 1 | Afluente | $3,3 \times 10^6$ | - | $3,3 \times 10^6$ | - |
| | R1 | $1,2 \times 10^6$ | 63,64 | $9,4 \times 10^5$ | 71,52 |
| | R2 | $3,3 \times 10^5$ | 72,50 | $2,8 \times 10^5$ | 70,21 |
| | RBS | $5,4 \times 10^4$ | 83,64 | $2,0 \times 10^4$ | 92,86 |
| | R1 + R2 | - | 90,00 | - | 91,52 |
| | R1+R2+RBS | - | 98,36 | - | 99,39 |
| 2 | Afluente | $3,2 \times 10^7$ | - | $3,2 \times 10^7$ | - |
| | R1 | $6,9 \times 10^6$ | 78,44 | $6,4 \times 10^6$ | 80,00 |
| | R2 | $4,7 \times 10^5$ | 93,19 | $4,7 \times 10^5$ | 92,66 |
| | RBS | $1,7 \times 10^4$ | 96,38 | $1,7 \times 10^4$ | 96,38 |
| | R1 + R2 | - | 98,53 | - | 98,53 |
| | R1+R2+RBS | - | 99,95 | - | 99,95 |
| 3 | Afluente | $1,5 \times 10^6$ | - | $1,5 \times 10^6$ | - |
| | R1 | $3,5 \times 10^5$ | 76,67 | $3,1 \times 10^5$ | 79,33 |
| | R2 | $7,9 \times 10^4$ | 77,43 | $7,9 \times 10^4$ | 74,52 |
| | RBS | $1,7 \times 10^3$ | 97,85 | $1,7 \times 10^3$ | 97,85 |
| | R1 + R2 | - | 94,73 | - | 94,73 |
| | R1+R2+RBS | - | 99,89 | - | 99,89 |
| 4 | Afluente | $2,7 \times 10^6$ | - | $2,7 \times 10^6$ | - |
| | R1 | $3,4 \times 10^5$ | 87,41 | $3,4 \times 10^5$ | 87,41 |
| | R2 | $6,8 \times 10^4$ | 80,00 | $6,8 \times 10^4$ | 80,00 |
| | RBS | $1,2 \times 10^4$ | 82,35 | $1,2 \times 10^4$ | 82,35 |
| | R1 + R2 | - | 97,48 | - | 97,48 |
| | R1+R2+RBS | - | 99,56 | - | 99,56 |

No sistema de tratamento com os reatores UASB em dois estágios (R1+R2), no conjunto II, as eficiências de remoção de coliformes totais e termotolerantes foram de 90; 98,53; 94,73 e 97,48% e de 91,52; 98,53; 94,73 e 97,48% nos ensaios 1, 2 e 3,

respectivamente. As eficiências aumentaram a partir do ensaio 1 e esse efeito também pode ser atribuído ao aumento das concentrações de AVT nos efluentes do R1 e R2 nos ensaios 2, 3 e 4.

No sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio-anóxico (R1+R2+RBS) as eficiências de remoção de coliformes totais e termotolerantes aumentaram acentuadamente para 98,36; 99,95; 99,89 e 99,56% e para 99,39; 99,95; 99,89 e 99,56% nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente

Esses resultados se assemelham aos valores encontrados por PEREIRA-RAMIREZ et al. (2003) que trataram águas residuais de suinocultura em sistema composto por um reator UASB com TDH de 12 h, seguido por um filtro anaeróbio com TDH de 8,5 h e um reator biológico aerado (RBA) como pós- tratamento do efluente dos reatores anaeróbios, e obtiveram valores de coliformes fecais de $1,8 \times 10^3$ NMP 100 mL⁻¹. Dessa forma, fica evidente a necessidade da inclusão de um reator aeróbio para melhorar a qualidade microbiológica do efluente anaeróbio de suinocultura, para atingir contagens de 10^3 a 10^4 , como ocorre com a inclusão do RBS neste trabalho.

Tomando-se como base os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), o efluente do RBS no ensaio 3 alcançou valores abaixo do limite estabelecido de coliformes termotolerantes, de 4000 NMP/ 100 mL, para água doce em corpos d' água de classe 3, dos quais pode ser utilizada para irrigação de cultivos de arbóreos, ceralíferas e forragiculturas. Esses resultados confirmam o que é citado na literatura, ou seja, que o efluente de reatores UASB necessita de um pós-tratamento para alcançar esse fim.

4.2. Etapa II: Reúso

4.2.1. Atributos do solo

4.2.1.1. Análise de fertilidade do solo

Na Tabela 37 estão apresentados os resultados da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de produção plantio direto (PD) e convencional (PC), nos tratamentos adubação mineral (M), testemunha (S), dejetos brutos (B), efluente anaeróbio (An) e efluente aeróbio (Ae) antes da semeadura do milho safrinha, após o encerramento da colheita do milho ano agrícola 2009 e após o encerramento da colheita do milho safra do ano agrícola 2009/2010.

Tabela 37- Resultados da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm, antes da semeadura do milho safrinha, após o encerramento da colheita do milho ano agrícola 2009 e após o encerramento da colheita do milho safra do ano agrícola 2009/2010.

| Sist. Plantio | Trat | pH (CaCl ₂) | | | M O (g/dm ³) | | | P resina (mg/dm ³) | | | K (mmol _e /dm ³) | | | Ca (mmol _e /dm ³) | | |
|---------------|------|--|--------|--------|--|--------|--------|--|--------|---------|---|--------|---------|--|---------|--------|
| | | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T3 |
| PD | S | 5,6aB | 5,6bB | 5,9aA | 18aA | 18 aA | 17aA | 24bB | 27bB | 46cA | 1,9bB | 2,1cB | 3,6cA | 32bB | 35bB | 47bA |
| | M | 5,6aB | 5,8aA | 5,9aA | 17aA | 17aA | 18abA | 32aB | 20cC | 167aA | 2,0bC | 3,9aB | 7,8aA | 40aB | 51aA | 57aA |
| | B | 5,3bB | 5,4cB | 6,0aA | 16aA | 17aA | 17aA | 29aB | 25bB | 46cA | 1,5cB | 1,8cB | 3,8cA | 31bB | 31bcB | 49bA |
| | An | 5,4bB | 5,4cB | 5,8abA | 16aB | 18aAB | 20aA | 30aB | 28bB | 49cA | 2,1bC | 2,9bB | 3,6cA | 34bB | 29cB | 45bcA |
| | Ae | 5,6aA | 5,6bA | 5,7bA | 17aA | 17aA | 17aA | 31aB | 37aB | 59bA | 2,7aB | 3,0bB | 4,6bA | 41aA | 35bB | 41cA |
| | F | 5,03* | 0,88* | 3,35* | 1,84ns | 4,34ns | 2,41ns | 1,06ns | 1,32* | 1,97* | 1,44* | 1,14* | 1,02* | 1,89* | 1,25* | 1,77* |
| | CV | 24 | 27 | 23 | 28 | 24 | 26 | 22 | 23 | 20 | 14 | 35 | 58 | 53 | 14 | 33 |
| PC | S | 5,6aAB | 5,3cB | 5,9abA | 18aA | 17aA | 19aA | 32aB | 30cB | 45cA | 2,8bB | 2,5cB | 3,8cA | 39aA | 27cB | 41bA |
| | M | 5,7aA | 5,7aA | 5,8bA | 17aAB | 16aB | 19aA | 34aB | 37bB | 187aA | 3,5aC | 10,5aA | 5,7aB | 40aB | 35bC | 47aA |
| | B | 5,7aAB | 5,5bB | 5,8bA | 19aA | 18aA | 18aA | 34aC | 48aB | 59bA | 3,3aB | 2,6cC | 4,8bA | 34aB | 45aA | 43bA |
| | An | 5,6aB | 5,4bcB | 6,0aA | 17aB | 17aB | 20aA | 29bB | 42bAB | 46cA | 2,6bcA | 2,6cA | 2,8dA | 36abB | 33bB | 46aA |
| | Ae | 5,4bB | 5,5bB | 5,9abA | 18aA | 18aA | 20aA | 28bB | 49aA | 49cA | 2,4cB | 3,6bA | 3,6cA | 33bB | 44aA | 45abA |
| | F | 1,83* | 1,46* | 1,45* | 2,71ns | 4,98ns | 1,48ns | 1,63* | 1,52* | 2,67* | 2,31* | 5,32* | 3,67* | 2,76* | 1,01* | 1,18* |
| | CV | 22 | 32 | 26 | 21 | 23 | 25 | 27 | 22 | 33 | 39 | 32 | 34 | 38 | 40 | 34 |
| | | Mg (mmol _e /dm ³) | | | H+Al (mmol _e /dm ³) | | | SB (mmol _e /dm ³) | | | T (mmol _e /dm ³) | | | V (%) | | |
| | | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T1 | T2 | T3 | T3 | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T3 |
| PD | S | 15abB | 15aB | 20aA | 21bA | 23bA | 18bB | 47,9bB | 51,1bB | 69,8bA | 68,9cC | 74,1bB | 87,8bA | 69,6aB | 69,0bB | 79,4aA |
| | M | 16aB | 17aAB | 20aA | 23bA | 21bA | 21abA | 57,5aC | 71,9aB | 84,0aA | 80,7bC | 92,4aB | 104,8aA | 71,3aB | 77,0aA | 80,2aA |
| | B | 13bB | 13bB | 20aA | 27aA | 27aA | 19bB | 44,8cB | 45,8cB | 72,5bA | 72,0cB | 72,3bB | 91,0bA | 61,5cB | 63,3cB | 79,4aA |
| | An | 15abB | 14abB | 20aA | 27aAB | 29aA | 25aB | 51,3bB | 45,7cC | 67,9bcA | 77,8bB | 74,4bB | 92,4bA | 65,8bcA | 60,7cC | 73,0bA |
| | Ae | 18aA | 17aA | 18aA | 27aA | 22bB | 23aB | 61,7aA | 54,8bB | 64,1cA | 88,5aA | 76,5bB | 87,1bA | 68,8aB | 71,5bAB | 73,0bA |
| | F | 1,4ns | 1,66ns | 1,15ns | 3,58* | 1,87* | 1,06* | 1,73* | 1,39* | 1,23* | 1,38* | 1,21* | 1,59* | 1,60* | 1,95* | 1,64* |
| | CV | 27 | 31 | 39 | 26 | 31 | 30 | 29 | 25 | 32 | 38 | 34 | 33 | 32 | 37 | 38 |
| PC | S | 18aA | 13bB | 20aA | 25aB | 30aA | 19aC | 59,8aB | 42,2cC | 65,3bA | 85,0aA | 71,7cB | 83,8bA | 70,2abB | 58,8cC | 77,9aA |
| | M | 18aA | 15abA | 17bA | 22bA | 21cA | 20aA | 61,3aB | 59,7bB | 69,5aA | 83,5aB | 80,5bB | 89,0aA | 73,0aB | 74,1aAB | 77,6aA |
| | B | 18aA | 17aA | 20aA | 22bAB | 25bA | 20aB | 55,3bB | 64,6aA | 67,6abA | 77,6bB | 89,3aA | 87,1aA | 71,3aB | 71,8aB | 77,3aA |
| | An | 16abB | 13bB | 21aA | 23abA | 25bA | 19aB | 54,3bB | 48,1cC | 68,8aA | 77,1bB | 72,6cC | 87,3aA | 68,5bB | 65,4bB | 78,7aA |
| | Ae | 15bB | 18aAB | 19abA | 26aA | 24bcA | 18aB | 50,4cC | 65,8aA | 67,1abA | 76,2bC | 89,6aA | 84,9bB | 66,1bC | 73,1aB | 79,0aA |
| | F | 1,27* | 1,22* | 1,22* | 1,15* | 1,90* | 1,76ns | 1,86* | 1,19* | 1,81* | 1,48* | 1,12* | 1,25* | 1,86* | 1,88* | 1,74ns |
| | CV | 20 | 30 | 38 | 31 | 30 | 33 | 35 | 31 | 38 | 31 | 30 | 39 | 31 | 49 | 33 |

M- adubação mineral, S- testemunha, B- dejetos bruto, An- efluente anaeróbico, Ae- efluente aeróbico, T1- início do plantio de milho safrinha 2009, T2- término do cultivo de milho safrinha 2009, T3- término do cultivo de milho safra 2009/2010, Médias seguidas por letras maiúsculas iguais na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade

O valor de pH diferiu ($p < 0,05$) tanto para os tratamentos quanto para os tempos, exceto no tratamento E no plantio direto, onde o pH não diferiu para os tempos.

De acordo com a literatura, maior atividade de íons hidrogênio (pH) no solo não tem um efeito tão maléfico à planta, embora possa trazer alguns transtornos fisiológicos. Entretanto, indiretamente sabe-se que a maior ou menor disponibilidade de nutrientes depende muito do pH do solo.

Desta forma, comparando os valores de pH encontrados no solo antes da implantação do experimento com os valores apresentados por CANTARELLA et al. (1997), que representam as classes de interpretação da fertilidade do solo para o Estado de São Paulo, verificou-se que os solos utilizados para condução do experimento estavam em condição de pH considerada bom para o cultivo, com exceção dos solos que receberam os tratamentos An e Ae no plantio direto e o solo que recebeu o tratamento E no plantio convencional, os quais apresentaram condição de pH considerada baixa para o cultivo.

Em pH com valor muito ácido ou alcalino, a disponibilidade de nitrogênio, fósforo, enxofre e boro diminui, isso ocorre em virtude da redução do processo de humificação da matéria orgânica, que é a fonte natural dos mesmos para a planta.

Desta forma, valores de pH observados no solo antes da implantação do experimento não afetaram negativamente a disponibilidade destes nutrientes para as plantas, pois encontra-se em uma faixa variando de 5,3 a 5,7.

A disponibilidade de cálcio, potássio e magnésio, é maior quando o pH do solo está acima de 5,5; sendo assim, apenas os tratamentos B e An do plantio direto e o tratamento Ae do plantio convencional apresentaram valores de pH inferiores a 5,5, o que pode implicar em diminuição dos conteúdos dessas bases em virtude do processo de lixiviação.

Observou-se que a aplicação de dejetos bruto de suíno, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubo mineral, o pH do solo não foi afetado de forma negativa, pois no término da colheita do milho os valores de pH mantiveram-se em condição considerada boa para o cultivo de milho, de acordo com CANTARELLA et al. (1997).

Os teores de MO não diferiram ($p > 0,05$) para os tratamentos e nem para os tempos, exceto o tratamento An do plantio direto e M e An no plantio convencional que apresentaram diferença ($p < 0,05$) para os tempos.

Os teores de MO nos solos utilizados para a condução do experimento variaram de 16 a 19 g/dm³ e de acordo com a classificação de CANTARELLA et al. (1997), encontram-se em condição muito boa para o cultivo (>7,0 g/dm³). O mesmo foi observado nos solos após o desenvolvimento do experimento variando de 17 a 20 g/dm³, e acordo com a classificação de CANTARELLA et al. (1997), encontram-se em condição muito boa para o cultivo.

Para o teor de P no solo, houve efeito significativo dos tratamentos e do tempo (P<0,05). Os maior teor de P foi obtido no tratamento M, tanto para o sistemas de plantio convencional como para o sistema de plantio direto. Apesar de todos os solos terem apresentado aumento nos teores de P em resposta aos tratamentos aplicados , a resposta do solo que recebeu adubação mineral foi mais expressiva.

O acúmulo de fósforo está relacionado com a quantidade de fósforo adicionada ao solo através dos dejetos, do tipo de solo, transferências e as exportações das culturas (CERETTA et al. 2003).

O fósforo adicionado ao solo via dejetos de suínos, acumula nos primeiros centímetros de solo, conforme detalhado e explicado em trabalho de Berwanger et al. (2008), potencializa o poder contaminante do fósforo no ambiente.

Os valores de potássio observados antes da implantação do experimento variaram de 1,5 a 3,5 mmol_c/dm³, sendo classificados de acordo com o Boletim Técnico 100 baixo para o solo que recebeu o tratamento B no plantio direto, médio para os solos que receberam os tratamentos S, M, An e Ae no plantio direto e S, An e Ae no plantio convencional e alto para os solos que receberam os tratamentos M e B do plantio convencional. O magnésio apresentou valores altos para todos os solos, pois apresentam valores maiores 8 mmol_c/dm³.

Os valores de potássio observados após a implantação do experimento variaram de 1,8, a 10,5 mmol_c/dm³, sendo classificados, de acordo com CANTARELLA et al. (1997), em médio para os solos que recebeu os tratamentos S, B, An e Ae no plantio direto e S, B e An no plantio convencional, alto para os solos que receberam os tratamentos M no plantio direto e Ae no plantio convencional e muito alto para o solo que recebeu o tratamento M do plantio convencional.

Apesar da extração de nutrientes pela cultura do milho, os teores Ca e Mg no geral, sofreram acréscimo entre o início do plantio e o encerramento da colheita para os

dois sistemas de plantio. No geral, houve acréscimo do percentual desses elementos que refletiu também no aumento dos valores de V%.

Os teores de K tiveram pequeno acréscimo entre o início do plantio e o encerramento da colheita, principalmente no tratamento M, resultado da adubação mineral disponibilizar maiores níveis de K comparada à adubação orgânica.

Na Tabela 38 estão apresentados os micronutrientes e o S e Al da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de plantio direto (PD) e convencional (PC), nos tratamentos de A a E, antes do plantio do milho safrinha, após o encerramento da colheita do milho ano agrícola 2009 e após o encerramento da colheita do milho safra do ano agrícola 2009/2010.

Os teores de M não apresentaram efeito significativo ($P > 0,05$) apenas para os tratamentos no T1 do plantio direto e a interação tratamento x tempo não apresentaram efeito significativo ($P > 0,05$).

Houve efeito significativo dos tipos de tratamento e do tempo ($P < 0,05$) sobre os teores de Cu no solo.

A maior ou menor mobilidade dos metais pesados é determinada pelos atributos do solo (teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions, teor de matéria orgânica entre outros) que influenciam reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução (KIEHL, 1985). Nota-se, que as maiores concentrações de cobre no solo ocorreram principalmente nos tratamentos C e D, no sistema de plantio direto e convencional.

Dessa maneira, os resultados obtidos podem causar preocupação pois os solos que receberam dejetos bruto de suíno e efluente que passou por apenas tratamento anaeróbico apresentaram maiores concentrações de cobre, por consequência, possibilidade de contaminação da água subterrânea, fitotoxicidade, efeito sobre a microbiota do solo e seus reflexos na mineralização da MO.

Tabela 38- Resultados da análise de micronutrientes, S e Al do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de plantio direto (PD) e convencional (PC), nos tratamentos adubação mineral (M), testemunha (S), dejetto bruto (B), efluente anaeróbico (An) e efluente aeróbico (Ae), antes do plantio do milho safrinha, após o encerramento da colheita do milho ano agrícola 2009 e após o encerramento da colheita do milho safra do ano agrícola 2009/2010.

| Sist. Plantio | Trat | B (mg/dm ³) | | | CU (mg/dm ³) | | | FE (mg/dm ³) | | | MN (mg/dm ³) | | | ZN (mg/dm ³) | | | SSO ₄ (mg/dm ³) | | | AL (mmol/dm ³) | | |
|---------------|------|-------------------------|--------|--------|--------------------------|--------|---------|--------------------------|--------|---------|--------------------------|---------|---------|--------------------------|--------|--------|--|---------|---------|----------------------------|-----|-----|
| | | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T3 | T1 | T2 | T3 |
| PD | S | 0,09aB | 0,19aA | 0,09bB | 0,70bB | 0,73bB | 0,80bA | 9,7aA | 10,0aA | 8,7bB | 18,9aA | 18,7bA | 15,7bB | 1,15aA | 0,30bC | 0,55aB | 24,0cB | 25,5bB | 33,5cA | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | M | 0,09aB | 0,12bB | 0,23aA | 0,75bB | 0,85aA | 0,83bA | 9,0bB | 10,5aA | 9,0bB | 14,7bB | 16,7bB | 24,0aA | 0,53cB | 0,78aA | 0,43bC | 20,5dB | 91,2aA | 90,0aA | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | B | 0,11aB | 0,19aA | 0,07bB | 0,75bC | 0,83aB | 0,93aA | 10,0aA | 8,0cC | 9,2bB | 13,6bB | 24,3aA | 16,8bB | 0,45cA | 0,30bB | 0,40bA | 33,2aA | 27,0bB | 30,0cAB | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | An | 0,11aB | 0,19aA | 0,10bB | 0,93aA | 0,80aB | 0,95aA | 9,7aB | 8,5cC | 11,2aA | 16,1abB | 26,2aA | 23,3aA | 0,88bA | 0,33bC | 0,53aB | 24,5cB | 26,2bB | 33,0cA | 0,0 | 0,7 | 0,0 |
| | Ae | 0,11aA | 0,11bA | 0,11bA | 0,93aA | 0,80aB | 0,90aA | 10,2aA | 9,2bB | 11,0aAB | 20,6aA | 17,5bAB | 18,4abB | 0,35dA | 0,30bB | 0,35bA | 28,0bB | 15,0cC | 42,7bA | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | F | 1,64ns | 0,85* | 0,63* | 0,91* | 1,33* | 0,78* | 0,34* | 1,15* | 1,45* | 1,28* | 2,51* | 9,41* | 1,70* | 0,48* | 1,53* | 0,48* | 0,21* | 0,95* | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | CV | 2 | 22 | 17 | 8 | 8 | 21 | 24 | 20 | 28 | 21 | 15 | 21 | 26 | 23 | 27 | 24 | 29 | 22 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| PC | S | 0,12aB | 0,19aA | 0,06bC | 0,93aA | 0,78bB | 0,78bB | 11,0 aA | 8,0bB | 8,7cB | 16,3abB | 23,8abA | 16,3bB | 0,38aA | 0,25eC | 0,30bB | 20,0dB | 29,7cA | 27,0cA | 0,0 | 0,7 | 0,0 |
| | M | 0,08bB | 0,22aA | 0,12aB | 0,88bA | 0,80bB | 0,88aA | 10,2 bA | 8,0bB | 9,7abA | 18,2aB | 26,1aA | 20,5aB | 0,40aB | 0,45dB | 1,23aA | 33,0bC | 98,7aA | 47,5aB | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | B | 0,09bA | 0,08cA | 0,08bA | 0,83abB | 0,90aA | 0,93aA | 10,0 bA | 9,5aB | 10,2aA | 18,7aA | 17,3cA | 17,3bA | 0,30bB | 0,95bA | 0,35bB | 25,2cB | 23,0dB | 36,2bA | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | An | 0,12bA | 0,14bA | 0,08bB | 0,75cB | 0,75bB | 0,88aA | 9,0 bcB | 8,5bB | 10,0aA | 14,7bB | 20,5bA | 16,1bB | 0,20cC | 0,63cA | 0,30bB | 36,5aA | 37,0bA | 15,2dB | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | Ae | 0,20aA | 0,14bB | 0,09bC | 0,70cB | 0,88aA | 0,85abA | 8,5 cB | 9,2aA | 9,5bA | 18,4aAB | 20,6bA | 16,8bB | 0,30bB | 1,33aA | 0,30bB | 30,5bA | 34,0bcA | 24,7cB | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | F | 1,38* | 0,21* | 1,28* | 0,58* | 1,49* | 1,04* | 0,28* | 0,52* | 0,23* | 0,08* | 1,45* | 0,78* | 1,48* | 1,28* | 1,27* | 1,84* | 1,86* | 0,62* | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | CV | 21 | 29 | 25 | 26 | 20 | 23 | 28 | 27 | 22 | 27 | 29 | 14 | 20 | 29 | 25 | 28 | 25 | 20 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |

M- adubação mineral, S- testemunha, B- dejetto bruto, An- efluente anaeróbico, Ae- efluente aeróbico, T1- início do plantio de milho safrinha 2009, T2- término do cultura de milho safrinha 2009, T3- término do cultura de milho safra 2009/2010, Médias seguidas por letras maiúsculas iguais na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade

FREITAS et al. (2004) destacaram que os dejetos de suínos apresentam cobre em sua composição, e, assim, sua aplicação em doses elevadas pode resultar em acúmulo desses elementos no solo. Esse acúmulo pode acarretar intoxicação não só às plantas, mas também aos integrantes dos demais níveis da cadeia alimentar.

Assim, nota-se a importância das investigações da dinâmica dos metais pesados aplicados ao solo via água residuária de suinocultura e a sua movimentação no perfil do solo (DAL BOSCO et al. 2008).

DAL BOSCO et al. (2008), ao analisarem aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja, observaram maiores teores de cobre nas camadas de solo de 0-20 cm. SCHERER e NESI (2004) também observaram acúmulo de Cu a 50 cm de profundidade em áreas sob aplicação de dejetos de suínos e atribuíram esta movimentação a complexação por moléculas orgânicas solúveis.

OLIVEIRA e MATTIAZZO (2001) explicaram que a imobilidade do cobre normalmente é atribuída à formação de complexos organo-metálicos estáveis e de baixa solubilidade, mas que, além da complexação com substâncias orgânicas, pode ocorrer ligação com frações não-trocáveis do solo, como, por exemplo, óxidos de ferro e manganês.

GOMES et al. (2001) constataram baixa mobilidade do cobre no solo e afirmaram que esse elemento é, entre os metais pesados, um dos mais fortemente adsorvidos pelo solo. PIERANGELI et al. (2004) complementaram, dizendo que elementos na matriz do solo, como óxidos de ferro e alumínio, matéria orgânica e fósforo, são capazes de reter fortemente o cobre, tornando-o altamente imóvel no solo.

Os teores de ferro (Fe) e manganês (Mn) do solo foram influenciados significativamente pelos diferentes tipos de tratamentos e pelo tempo ($p < 0,05$), exceto para o Mn que não foi influenciados significativamente pelo tempo ($p > 0,05$).

Resultados semelhantes foram observados por PIGOZZO et al. (2008), os quais evidenciaram, já no primeiro ano, aumentos significativos nos teores de Fe em um Latossolo Vermelho à adição de doses de lodo de esgoto. HUE et al. (2001) verificaram um aumento na concentração de Mn na solução do solo ao adicionar resíduos de *Vigna unguiculata* L. e lodo de esgoto em solos do Hawai.

Os autores atribuíram este fato devido ao maior efeito de dissolução e de complexação desse nutriente no solo, demonstrando que a adição de compostos orgânicos ao solo cria um ambiente de redução, diminuindo o suprimento de O_2 , decorrente da intensa atividade microbiana, e produzindo compostos orgânicos que podem dissolver e manter um teor elevado de Mn em solução. Resultados estes também comprovados por PEGORARO et al. (2006).

Em condições ácidas, como neste estudo, a disponibilidade de Fe e de Mn é maior do que em pH elevado. Fato que explica estes altos teores de Fe e Mn disponíveis para as plantas encontrados neste estudo. Ambos ocorrem nos solos em mais de uma valência, dependendo do teor de umidade ou do estado de oxirredução do solo (PIGOZZO et al., 2000).

Os teores de Zn do solo foram influenciados significativamente pelos diferentes tipos de tratamentos e pelo tempo ($p < 0,05$). As grandes variações no comportamento desse nutriente no solo estão associadas às características de cada solo, como pH, teores de fósforo, argila, matéria orgânica e óxidos de ferro e alumínio (AMARAL SOBRINHO et al. 1997).

Ainda segundo MA & LINDSAY (1993), a disponibilidade de Zn às plantas é determinada por sua atividade na solução do solo, a qual é controlada principalmente pela adsorção desse nutriente aos compostos sólidos, por meio de complexos de esfera interna e pela formação de precipitados.

O zinco é considerado um elemento com relativa mobilidade por autores que estudaram seu comportamento em solos com aplicação de lodo de esgoto (RICHARDS et al. 2000). BARROS et al. (2003) verificaram que percolados dos solos de textura média, por apresentarem maiores concentrações de zinco, apresentaram maior potencialidade de poluição do lençol freático, enquanto que o inverso foi observado para os percolados dos solos argilosos.

Ao estudarem formas e mobilidade em solos de diferentes texturas e níveis de contaminação por metais pesados, KABALA & SINGH (2001) chegaram à conclusão de que a mobilidade relativa dos metais pesados aumenta em perfis de solos contaminados e diminui com o incremento no conteúdo de argila dos solos.

PIGOZZO et al. (2008), aplicando lodo de esgoto em solo cultivado com milho, também verificaram aumentos significativos nos teores de Zn em relação a outros metais, atribuindo este aumento à elevada quantidade do metal no resíduo.

4.2.1.2. N-total, N-orgânico e N-inorgânico

Na Tabela 39 estão apresentados os valores médios de nitrogênio total (NTK) (mg kg^{-1}), nitrogênio orgânico (mg kg^{-1}) e N inorgânico (mg kg^{-1}) e determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho na safrinha 2009.

A maior concentração média de N-total, no sistema de plantio direto, foi observada no solo que recebeu o tratamento com efluente anaeróbio (An), sendo $4603,7 \text{ mg kg}^{-1}$. Já no sistema de plantio convencional, maior concentração média de N-total, foi observada no solo que recebeu o tratamento com dejetos brutos (B), sendo de $4322,8 \text{ mg kg}^{-1}$.

Para o N-total, observou-se significância ($p < 0,05$) para todos os tratamentos e interação tratamento x DAS, tanto no sistema de plantio direto como no sistema de plantio convencional. As menores médias observadas no sistema de plantio direto ocorreu no tratamento testemunha absoluta ($p < 0,05$).

O N-org. representou cerca 95 a 98% do N-total, porém, STEVENSON (1986) relata que mesmo as formas inorgânicas representem uma pequena parcela do N-total, são de extrema importância do ponto de vista nutricional, já que são elas as absorvidas pelos vegetais e microrganismos. Observou-se significância ($p < 0,05$) para o N-org. em todos os tratamentos e interação tratamento x DAS, tanto no sistema de plantio direto como no sistema de plantio convencional,

Observa-se que as testemunhas apresentaram concentração de nitrogênio inorgânico entre 31,9 e 33 mg/L, no plantio direto e convencional respectivamente, na primeira coleta, nos demais tratamentos observa-se a variação de 79,9 a 130 mg/L no plantio direto e de 73,6 a 194,5 mg/L, no sistema de plantio convencional, havendo aumento em função da taxa de aplicação do dejetos brutos e efluentes anaeróbios e aeróbios e de adubo mineral

Tabela 39. Teores de Nitrogênio em solo ao longo de cultivo de milho em sistema de plantio direto e convencional na safrinha 2009, após adubação mineral e aplicação de água residuária de suinocultura sem tratamento e água residuária submetida a tratamentos em reator aeróbio e anaeróbio.

| Trat. | DAS ¹ PD ² | | | | | DAS ¹ PC ³ | | | | |
|-------|---|-----------|-----------|-----------|----------|---|-----------|----------|-----------|----------|
| | 1 | 28 | 65 | 93 | 115 | 1 | 28 | 65 | 93 | 115 |
| | <i>Nitrogênio total (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | | <i>Nitrogênio total (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | |
| S | 1548,9bD | 2422,0aC | 3255,2aB | 3901,2aA | 3772,5cA | 1686,6bD | 2487,6aC | 2899,7aB | 3613,5bA | 3889,7bA |
| M | 1276,7cE | 2143,6dD | 2542,2cC | 3626,3bB | 4239,7bA | 1401,7cD | 2150,7bC | 2280,3bC | 3422,6cB | 3581,7cA |
| B | 1672,4aE | 2302,6bD | 2759,8bcC | 3445,2cB | 3788,6cA | 1402,9cD | 2272,6bC | 2268,5bC | 3970,8aB | 4322,8aA |
| An | 1503,1bD | 2285,4cC | 1972,7dC | 2874,2dB | 4603,7aA | 1998,7aD | 2543,2aC | 1902,0cD | 3249,2dB | 3766,9bA |
| Ae | 1672,8aE | 2417,2aD | 2905,0bC | 3657,5bB | 3944,8cA | 1724,5bE | 2400,4aD | 2831,4aC | 3442,9cB | 4133,3aA |
| F | 2,12* | 3,23* | 3,59* | 2,57* | 2,59* | 1,22* | 1,56ns | 1,67* | 1,89* | 1,08* |
| CV | 12 | 24 | 13 | 32 | 52 | 63 | 32 | 82 | 20 | 37 |
| | <i>Nitrogênio orgânico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | | <i>Nitrogênio orgânico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | |
| S | 1531,4abD | 2404,0aC | 3229,4aB | 3874,1aA | 3746,1cA | 1668,8bE | 2469,8aD | 2878,8aC | 3586,6bB | 3861,5bA |
| M | 1165,6dE | 2096,2cD | 2516,9bC | 3596,9bcB | 4193,9bA | 1222,5cC | 2029,2cB | 2248,8bB | 3396,9dcA | 3552,2bA |
| B | 1611,7aE | 2258,6cD | 2739,9bC | 3420,7cB | 3755,3cA | 1348,1cD | 2229,3bC | 2247,9bC | 3940,9aB | 4291,5aA |
| An | 1419,5cE | 2229,3cC | 1947,6cD | 2849,0dB | 4559,2aA | 1912,4aD | 2480,4aC | 1873,6cD | 3222,3dB | 3736,1bA |
| Ae | 1592,2abC | 2370,1abB | 2880,1bB | 3635,4bA | 3893,2cA | 1638,8bE | 2332,2abD | 2807,5aC | 3408,7bcB | 4109,3aA |
| F | 2,48* | 3,50* | 3,16* | 2,62* | 2,73* | 1,93* | 1,30* | 1,07* | 1,17* | 1,29* |
| CV | 32 | 54 | 23 | 28 | 37 | 36 | 29 | 20 | 26 | 32 |
| | <i>Nitrogênio inorgânico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | | <i>Nitrogênio inorgânico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | |
| S | 31,9cB | 30,1cB | 31,1cB | 43,0bA | 45,0bA | 33,0dB | 33,7dB | 32,9cB | 38,6cAB | 44,1aA |
| M | 130,0aA | 100,0aB | 90,9aC | 64,4aD | 81,6aC | 194,5aA | 169,3aB | 122,8aC | 94,8aD | 51,5aE |
| B | 79,9aA | 71,4bA | 43,0cC | 54,1abB | 52,7bBC | 73,6cA | 65,6cA | 46,2cB | 65,3bA | 50,9aB |
| An | 105,0bA | 94,2aA | 63,5bB | 34,9bC | 68,6abB | 110,9bA | 82,9cB | 67,2bC | 41,4cD | 46,3aD |
| Ae | 98,4bA | 88,2aB | 53,7abD | 36,6bE | 73,7aC | 100,2bA | 103,6bA | 52,2bcC | 74,2bB | 43,3aC |
| F | 3,42* | 2,56* | 3,39* | 2,67* | 2,11* | 1,39* | 1,69* | 1,34* | 1,71* | 1,60ns |
| CV | 35 | 16 | 27 | 12 | 22 | 43 | 80 | 69 | 44 | 25 |
| | <i>Nitrogênio amoniacal (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | | <i>Nitrogênio amoniacal (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | |
| S | 17,5dA | 18,0bA | 25,8aA | 27,1aA | 26,4bA | 17,8dA | 17,8dA | 20,9aA | 26,9aA | 28,2aA |
| M | 111,1aA | 47,4aB | 25,3aC | 29,4aC | 45,8abB | 179,2aA | 121,5aB | 31,5aC | 25,7aC | 29,5aC |
| B | 60,7cA | 44,0aB | 19,9aD | 24,5aCD | 33,3bBC | 54,8cA | 43,3cA | 20,6aC | 29,9aC | 31,3aBC |
| An | 83,6bA | 56,1aB | 25,1aC | 25,2aC | 44,5abB | 86,3bA | 62,8bB | 28,4aC | 26,9aC | 30,8aC |
| Ae | 80,6bA | 47,1aB | 24,9aC | 22,1aC | 51,6aB | 85,7bA | 68,2bB | 23,9aC | 34,2aC | 24,0aC |
| F | 2,22* | 3,40* | 1,48ns | 1,99ns | 1,12* | 1,93* | 1,27* | 0,77ns | 2,51ns | 2,52ns |
| CV | 15 | 33 | 20 | 15 | 12 | 32 | 42 | 22 | 26 | 19 |
| | <i>Nitrogênio nítrico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | | <i>Nitrogênio nítrico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | |
| S | 14,4aA | 12,1cA | 5,3dA | 15,9bA | 18,6bA | 15,2aA | 15,9cA | 12,0dA | 11,7cA | 15,9aA |
| M | 18,9aC | 52,6aA | 65,6aA | 35,0aB | 35,8aB | 15,3aD | 47,8aC | 91,3aA | 69,1aB | 22,0aD |
| B | 18,3aA | 27,4bA | 23,1cA | 29,6aA | 19,4bA | 18,8aB | 22,3cB | 25,6cAB | 35,4bA | 19,6aB |
| An | 21,4aB | 38,1bA | 38,4bA | 9,7bC | 24,1bB | 24,6aB | 20,1cB | 38,8bA | 14,5cB | 15,5aB |
| Ae | 17,8aBC | 41,1abA | 28,8bcB | 14,5bC | 22,1bBC | 14,5aC | 35,4bAB | 28,3cB | 40,0bA | 19,3aBC |
| F | 0,12ns | 1,53* | 1,29* | 2,44* | 2,86* | 1,57ns | 1,88ns | 1,53* | 1,73* | 0,94ns |
| CV | 20 | 43 | 39 | 26 | 22 | 38 | 23 | 92 | 49 | 29 |

¹ DAS: Dias Após a Semeadura; ² PD: Plantio direto; ³ PC: Plantio convencional, M- adubação mineral, S- testemunha, B- dejetos bruto, An- efluente anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas iguais na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em todas as coletas, observaram-se diferenças no nitrogênio inorgânico para os tratamentos e para o DAS ($p < 0,05$), para o sistema de plantio direto e convencional. Em todos os tratamentos, de maneira geral, ocorre um acúmulo inicial no solo, seguido de diminuição, provocada pelo consumo desse nutriente pela planta. Porém, na última coleta observou-se aumento na concentração de N inorgânico no solo.

Observaram-se diferenças significativas no teor de nitrogênio amoniacal para os tratamentos aos 1; 28 e 115 DAS para o sistema de plantio direto e aos 1; 28; 65 e 93 DAS no sistema de plantio convencional ($p < 0,05$). Para os DAS, todos os tratamentos apresentaram diferença ($p < 0,05$), exceto para a testemunha.

A diminuição inicial encontrada em algumas coletas de solo foi também verificada por PORT et al., (2003), que notou perdas, principalmente por volatilização da amônia, tanto nos locais de armazenamento dos dejetos como após sua aplicação no campo. Perdas de N por volatilização de amônia, na faixa de 5% a 75% do N amoniacal dos dejetos, foram relatadas por MOAL et al. (1995) e SOMMER & HUTCHINGS (2001).

O aumento na concentração de amônia aos 115 DAS em alguns tratamentos pode ser entendido pelo processo de mineralização da matéria orgânica no solo pois coincide com o aumento da quantidade de dejetos brutos e efluentes anaeróbios e aeróbios adicionados ao solo, e neste momento a cultura não mais necessita de nutrientes, pois esta se encontra próxima da colheita.

A mineralização da matéria orgânica do solo, da qual fazem parte as reações de amonificação e nitrificação, transformam, em média, de 2% a 5% do N orgânico por ano (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

Para o nitrogênio nítrico, observaram-se diferenças significativas para os tratamentos aos 28; 65; 93 e 115 DAS para o sistema de plantio diretos e aos 28; 65; 93 e 115 DAS no sistema de plantio convencional ($p < 0,05$). Para os DAS todos os tratamentos apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$), exceto para os tratamentos S e B, no sistema de plantio direto, e para o tratamento A no sistema de plantio convencional.

Os dejetos de suínos frescos têm nitrogênio na forma orgânica, que é convertida à amônia depois de aplicação no solo ou até mesmo durante o armazenamento. A amônia geralmente não lixivia até a zona de raiz, mas pode volatilizar como amônio. Alguns microorganismos convertem amônio a NO^{-3} , que é altamente solúvel e pode mover-se facilmente com a água, podendo facilmente contaminar águas superficiais, ou ser perdido pelo processo de desnitrificação (BAKHS et al., 2000).

A diminuição da concentração de nitrogênio nítrico no solo no decorrer do desenvolvimento da cultura de milho, pode ter ocorrido devido ao fato da cultura estar no ciclo reprodutivo, período em que a cultura necessita de grande quantidade de N.

Os valores observados contradizem aos encontrados por ARONSSON & BERGSTROM (2001) que, em seu estudo, verificaram que a utilização da prática da fertirrigação aumenta de forma rápida as concentrações de Nitrato no solo.

Na Tabela 40 estão apresentados os valores médios de nitrogênio total (NTK) (mg kg^{-1}), nitrogênio orgânico (mg kg^{-1}) e N inorgânico (mg kg^{-1}) e determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho na safra 2009/2010.

Observa-se que as testemunhas apresentaram concentração de nitrogênio inorgânico entre 39,8 e 45,8 mg/L , no plantio direto e convencional, respectivamente, na primeira coleta, nos demais tratamentos observa-se a variação de 42,5 a 56,2 mg/L no plantio direto e de 45,8 a 91,9 mg/L , no sistema de plantio convencional, havendo aumento em função da taxa de aplicação do dejetos bruto e efluentes anaeróbios e aeróbios e de adubo mineral.

A maior concentração média de N-total, no sistema de plantio direto, foi observada no solo que recebeu o tratamento com dejetos bruto (B), sendo 4280,7 mg kg^{-1} . Já no sistema de plantio convencional, maior concentração média de N-total, foi observada no solo que recebeu o tratamento com efluente anaeróbio (An) sendo de 4677,5 mg kg^{-1} .

Para o N-total, observou-se significância ($p < 0,05$) para todos os tratamentos e interação tratamento x DAS, tanto no sistema de plantio direto como no sistema de plantio convencional. As menores médias observadas no sistema de plantio direto ocorreu no tratamento testemunha absoluta ($p < 0,05$).

Tabela 40. Teores de Nitrogênio em solo ao longo de cultivo de milho em sistema de plantio direto e convencional na safra 2009/2010, após adubação mineral e aplicação de água residuária de suinocultura sem tratamento e água residuária submetida a tratamentos em reator aeróbio e anaeróbio.

| Trat. | DAS ¹ PD ² | | | | | DAS ¹ PC ³ | | | | |
|-------|---|-----------|----------|-----------|-----------|---|----------|----------|----------|-----------|
| | 1 | 31 | 65 | 93 | 110 | 1 | 31 | 65 | 93 | 110 |
| | <i>Nitrogênio total (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | | <i>Nitrogênio total (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | |
| S | 1234,7cD | 1432,2dD | 2277,0aC | 3425,7aB | 3821,1bA | 1431,7cE | 2145,5cD | 2532,1aC | 3501,5bB | 4302,6bA |
| M | 1211,0cD | 2111,7cC | 2529,5bB | 3255,5bC | 3860,5bA | 1420,9cC | 2062,6cB | 1938,4bB | 3575,1bA | 3814,6dA |
| B | 2146,3aD | 2877,6aC | 2558,3bC | 3225,5bB | 4280,7aA | 2105,0aC | 2769,9aB | 1804,1bC | 3082,4cB | 4037,8cA |
| An | 1692,3bD | 2592,0bC | 2583,1bC | 3323,6abB | 4203,6aA | 1823,8bD | 2467,3bC | 2479,3aC | 3063,6cB | 4677,5aA |
| Ae | 1749,8bD | 2376,1bcC | 2430,7cC | 3330,1abB | 4094,6abA | 1913,1abD | 2674,0aC | 2583,1aC | 3947,6aB | 4324,8bA |
| F | 3,23* | 1,33* | 2,87* | 2,76* | 1,11* | 2,20* | 2,27* | 3,07* | 4,34* | 3,11* |
| CV | 43 | 64 | 36 | 74 | 23 | 22 | 14 | 32 | 28 | 64 |
| | <i>Nitrogênio orgânico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | | <i>Nitrogênio orgânico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | |
| S | 1207,0cD | 1408,3dD | 2249,3bC | 3401,8aB | 3793,4bA | 1407,8cE | 2117,8cD | 2508,2aC | 3473,8bB | 4278,7cA |
| M | 1180,7cE | 2094,8cD | 2499,2aC | 3238,6bB | 3830,2bA | 1404,0cC | 2032,3cB | 1921,5bB | 3544,8bA | 3797,7dA |
| B | 2116,5aE | 2859,3aD | 2528,5aC | 3207,2bB | 4250,9aA | 2086,7bD | 2740,1aC | 1785,8bD | 3052,6cB | 4019,5cA |
| An | 1656,6bD | 2576,0bC | 2547,4aB | 3307,6abB | 4167,9aA | 1807,8bD | 2431,6bC | 2463,3aC | 3027,9cB | 4661,5aA |
| Ae | 1719,3bD | 2368,3bC | 2400,2aC | 3321,8abB | 4064,1abA | 4064,1aA | 1904,8cD | 2574,8aC | 3917,1aB | 4316,5bcA |
| F | 2,57* | 2,56* | 1,24* | 3,74* | 4,24* | 1,23* | 3,86* | 2,90* | 1,56* | 2,29* |
| CV | 33 | 34 | 36 | 44 | 23 | 22 | 34 | 19 | 26 | 33 |
| | <i>Nitrogênio inorgânico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | | <i>Nitrogênio inorgânico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | |
| S | 39,8bAB | 33,1aB | 39,8bAB | 33,1aB | 39,8bAB | 33,1aB | 39,8bAB | 33,1aB | 39,8bAB | 33,1aB |
| M | 42,5Ba | 29,6aB | 42,5Ba | 29,6aB | 42,5Ba | 29,6aB | 42,5Ba | 29,6aB | 42,5Ba | 29,6aB |
| B | 48,0abA | 30,0aB | 48,0abA | 30,0aB | 48,0abA | 30,0aB | 48,0abA | 30,0aB | 48,0abA | 30,0aB |
| An | 48,4abA | 27,2aB | 48,4abA | 27,2aB | 48,4abA | 27,2aB | 48,4abA | 27,2aB | 48,4abA | 27,2aB |
| Ae | 56,2aA | 26,7aC | 56,2aA | 26,7aC | 56,2aA | 26,7aC | 56,2aA | 26,7aC | 56,2aA | 26,7aC |
| F | 3,21* | 1,33ns | 2,27* | 2,16ns | 1,36* | 2,18ns | 2,36* | 3,12ns | 4,11* | 3,35ns |
| CV | 13 | 24 | 6 | 24 | 13 | 42 | 24 | 12 | 18 | 24 |
| | <i>Nitrogênio amoniacal (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | | <i>Nitrogênio amoniacal (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | |
| S | 27,7aAB | 23,9aB | 27,7aAB | 23,9aB | 27,7aAB | 23,9aB | 27,7aAB | 23,9aB | 27,7aAB | 23,9aB |
| M | 30,3aA | 16,9abB | 30,3aA | 16,9abB | 30,3aA | 16,9abB | 30,3aA | 16,9abB | 30,3aA | 16,9abB |
| B | 29,8aA | 18,3abB | 29,8aA | 18,3abB | 29,8aA | 18,3abB | 29,8aA | 18,3abB | 29,8aA | 18,3abB |
| An | 35,7aA | 16,0abB | 35,7aA | 16,0abB | 35,7aA | 16,0abB | 35,7aA | 16,0abB | 35,7aA | 16,0abB |
| Ae | 30,5aA | 8,3bB | 30,5aA | 8,3bB | 30,5aA | 8,3bB | 30,5aA | 8,3bB | 30,5aA | 8,3bB |
| F | 3,52ns | 1,63* | 2,84ns | 2,24* | 1,42ns | 2,96ns | 2,85ns | 3,74* | 4,55ns | 3,65* |
| CV | 42 | 53 | 65 | 63 | 13 | 52 | 25 | 63 | 42 | 29 |
| | <i>Nitrogênio nítrico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | | <i>Nitrogênio nítrico (mg kg⁻¹ TSE)</i> | | | | |
| S | 12,1bA | 9,2aA | 12,1bA | 9,2aA | 12,1bA | 9,2aA | 12,1bA | 9,2aA | 12,1bA | 9,2aA |
| M | 12,2bA | 12,7aA | 12,2bA | 12,7aA | 12,2bA | 12,7aA | 12,2bA | 12,7aA | 12,2bA | 12,7aA |
| B | 18,2abA | 11,7aA | 18,2abA | 11,7aA | 18,2abA | 11,7aA | 18,2abA | 11,7aA | 18,2abA | 11,7aA |
| An | 12,7bA | 11,2aA | 12,7bA | 11,2aA | 12,7bA | 11,2aA | 12,7bA | 11,2aA | 12,7bA | 11,2aA |
| Ae | 25,7aAB | 18,4aB | 25,7aAB | 18,4aB | 25,7aAB | 18,4aB | 25,7aAB | 18,4aB | 25,7aAB | 18,4aB |
| F | 3,12* | 2,23ns | 1,19* | 2,74ns | 3,45 | 2,12ns | 2,35* | 3,75ns | 4,12* | 3,19ns |
| CV | 43 | 54 | 36 | 34 | 63 | 36 | 24 | 22 | 36 | 16 |

¹ DAS: Dias Após a Semeadura; ² PD: Plantio direto; ³ PC: Plantio convencional, M- adubação mineral, S- testemunha, B- dejetos brutos, An- efluente anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras

maiúsculas iguais na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Observou-se significância ($p < 0,05$) para o N-org. em todos os tratamentos e interação tratamento x DAS, tanto no sistema de plantio direto como no sistema de plantio convencional,

Observou-se diferença significativa ($p < 0,05$) de nitrogênio inorgânico para os tratamentos no ao 1 e 110 DAS e observou-se diferença significativa para todas as interações tratamento x DAS, para o sistema de plantio direto e convencional.

Destaca-se que, possivelmente, o nitrogênio inorgânico foi mineralizado, aumentando sua concentração no solo em função da taxa de aplicação de dejetos bruto e efluente anaeróbico e aeróbico e do DAS, diminuindo em alguns estádios de desenvolvimento em que a planta apresentava maior necessidade desse elemento para seu desenvolvimento, principalmente nas formas inorgânicas.

No sistema solo-planta-água ocorrem vários processos que modificam as formas de nitrogênio. Alguns microrganismos assimilam as formas inorgânicas para formar os constituintes orgânicos de suas células e tecidos onde parte desses compostos sintetizados torna-se disponíveis para as plantas após a morte (ALFAIA, 2006).

Para o nitrogênio amoniacal, observou-se diferença significativa ($p < 0,05$) para os tratamentos apenas para o 31 DAS para o sistema de plantio diretos e para o sistema de plantio convencional não foi observada diferença ($p > 0,05$). Para a interação tratamento x DAS não foi observado diferença significativa ($p < 0,05$).

FLEMING E BRADSHAW (1992) observaram perdas de nitrogênio amoniacal no início da aplicação dos dejetos de suínos no solo pelo fato de haver microorganismos que convertem o amônio em nitrato que é altamente solúvel podendo mover-se facilmente com a água.

Para o nitrogênio nítrico, observaram-se diferenças significativas para os tratamentos aos 1 e 110 DAS para o sistema de plantio diretos e convencional ($p < 0,05$). Para a interação tratamento x DAS, apenas para o tratamento E observou-se diferença ($p < 0,05$). AMADO et al (2002) ressaltou que o N sob a forma de nitrato é o nutriente exigido em maior quantidade e o que mais influencia a produtividade do milho.

Verificou-se que as concentrações finais de nitrato no solo permaneceram em

menores valores que as iniciais, sabe-se que esse íon é muito exigido pela cultura, mas também se considera sua perda por lixiviação.

BAKSH et al. (2000) evidenciam em seus estudos, que a aplicação de dejetos de suínos em solos mal drenados pode provocar lixiviação de nitrato ou uma perda acentuada sob a forma de gás como resultado da desnitrificação, não se encontrando disponível no solo para as culturas.

4.2.1.3. Atividade da urease no solo

Na Tabela 41, encontram-se os valores da atividade da urease em solos, com cultura de milho, que receberam adubo mineral, dejetos bruto de suíno e efluentes anaeróbico e aeróbico, em sistema de plantio direto e convencional, na safra 2009 e safra 2009/2010.

Nas cinco amostragens analisadas, no sistema de plantio direto e convencional, na safra 2009 e safra 2009/2010, observou-se que o solo que recebeu adubo mineral apresentou os maiores valores de atividade enzimática da urease, diferindo significativamente ($p < 0,05$). A atividade da urease pode ter sido estimulada pela adubação de plantio e cobertura, pois a fonte de nitrogênio utilizada para a adubação foi a uréia.

Ao analisar o desdobramento da interação entre tratamento x DAS, observou-se significância ($p < 0,05$) apenas para o tratamento B, no sistema de plantio convencional. Na safra 2009/2010 observou-se diferença ($p < 0,05$) apenas para o tratamento B e Ae no sistema de plantio direto. Já no sistema de plantio convencional não observou-se diferença ($p > 0,05$) para a interação entre tratamento x DAS.

Analisando a atividade enzimática da urease no sistema de plantio direto e no sistema de plantio convencional, para as duas épocas de semeadura, nota-se que os maiores valores observados foram no sistema de plantio direto.

Segundo BANDICK & DICK (1999), em solos onde há cobertura vegetal, a atividade microbiana é maior pois, o acúmulo de matéria orgânica no solo fornece maior quantidade de nutrientes para o desenvolvimento da comunidade microbiana. A

diversidade de matéria orgânica disponível no solo pode ter contribuído para o aumento de microrganismos ligados ao ciclo de nitrogênio.

Tabela 41- Atividade da urease em solos com cultura de milho que receberam adubo mineral (M), dejetos bruto (B) de suíno e efluentes anaeróbico (An) e aeróbico (Ae), em sistema de plantio direto e convencional, na safrinha 2009 e safra 2009/2010.

| Trat | Milho safrinha 2009 (PD) | | | | | Milho safrinha 2009 (PC) | | | | |
|------|---|--------|---------|---------|-------|---|--------|--------|--------|-------|
| | DAS ¹ | | | | | DAS ¹ | | | | |
| | 1 | 28 | 65 | 93 | 115 | 1 | 28 | 65 | 93 | 115 |
| | Atividade da urease (mg de N-NH ₄ ⁺ dm ⁻³ solo h ⁻¹) | | | | | Atividade da urease (mg de N-NH ₄ ⁺ dm ⁻³ solo h ⁻¹) | | | | |
| S | 1,9cA | 1,2cA | 2,0bA | 1,6cA | 1,4bA | 2,0bA | 1,1cA | 0,9cA | 2,1bA | 1,5bA |
| M | 5,8aA | 5,0aA | 4,6aA | 5,3aA | 4,6aA | 4,7aA | 4,3aA | 3,9aA | 2,1bB | 4,0aA |
| B | 2,9bA | 3,5abA | 3,0bA | 3,9abA | 4,1aA | 2,3bA | 2,9bA | 1,9bA | 3,0abA | 3,5aA |
| An | 3,4bA | 3,9abA | 4,2aA | 4,8aA | 4,5aA | 3,1bA | 2,9bA | 3,5aA | 3,9aA | 4,1aA |
| Ae | 2,5bcA | 3,1bA | 2,8bA | 3,4bA | 4,0aA | 2,9bA | 3,1abA | 2,1abA | 3,0abA | 3,1aA |
| F | 3,57* | 1,56* | 2,24* | 2,74* | 1,24* | 2,33* | 2,86* | 3,90* | 4,56* | 3,29* |
| CV | 13 | 24 | 6 | 24 | 13 | 42 | 24 | 12 | 18 | 24 |
| Trat | Milho safra 2009/2010 (PD) | | | | | Milho safra 2009/2010 (PC) | | | | |
| | DAS ¹ | | | | | DAS ¹ | | | | |
| | 1 | 31 | 62 | 89 | 110 | 1 | 31 | 62 | 89 | 110 |
| | Atividade da urease (mg de N-NH ₄ ⁺ dm ⁻³ solo h ⁻¹) | | | | | Atividade da urease (mg de N-NH ₄ ⁺ dm ⁻³ solo h ⁻¹) | | | | |
| S | 2,2cA | 1,8bA | 2,7bA | 2,0cA | 2,3cA | 2,3cA | 1,5bA | 1,8bA | 2,4bA | 1,8bA |
| M | 6,4aA | 5,4aA | 5,2aA | 5,9aA | 5,0aA | 5,3aA | 4,7aA | 4,5aA | 2,7bB | 4,4aA |
| B | 3,4bcB | 4,4aAB | 3,7abAB | 4,4abAB | 5,0aA | 3,0bcA | 3,8aA | 2,6bA | 3,5aA | 4,4aA |
| An | 3,7bA | 4,8aA | 4,8aA | 5,1aA | 5,1aA | 3,8abA | 3,2aA | 4,1aA | 4,6aA | 4,5aA |
| Ae | 2,9bcB | 4,0aAB | 3,1bB | 3,7bAB | 4,9aA | 3,5bA | 3,4aA | 3,0bA | 3,6aA | 3,4aA |
| F | 1,34* | 3,54* | 2,38* | 3,66* | 2,98* | 4,53* | 0,92* | 1,23* | 0,97* | 1,38* |
| CV | 42 | 24 | 17 | 22 | 13 | 17 | 28 | 31 | 41 | 29 |

¹ DAS: Dias Após a Semeadura; ² PD: Plantio direto; ³ PC: Plantio convencional, M- adubação mineral, S- testemunha, B- dejetos bruto, An- efluente anaeróbico, Ae- efluente aeróbico, Médias seguidas por letras maiúsculas iguais na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

É provável que a massa de resíduos vegetais, depositada no solo em sistema de plantio direto, deva ter influenciado na atividade microbiana. A cobertura morta, formada pelo acúmulo de resíduos vegetais nas camadas superficiais, diminui as oscilações da temperatura e da umidade na superfície do solo e contribui para a manutenção de

temperaturas mais amenas e maior retenção de água no solo em períodos quentes (RESENDE et al., 2005).

NANNIPIERI et al. (1983) também mostraram que a biomassa microbiana e a atividade de urease aumentaram nos solos tratados com resíduos orgânicos. Esses autores sugeriram que a atividade foi influenciada por mecanismos homeostáticos, os quais tendem a manter a composição estável na população microbiana do solo.

Como no solo sob preparo convencional existe uma distribuição mais uniforme da matéria orgânica e dos nutrientes no perfil, em virtude da inversão da camada superficial e da incorporação dos resíduos durante a aração, ocorre, em geral, uma taxa mais elevada de decomposição de matéria orgânica e, por conseguinte, há redução na manutenção de complexos enzimas-ácidos húmicos nos coloides orgânicos do solo (ALVAREZ et al., 1995).

Comparando as épocas de plantio, safrinha 2009 e safra 2009/2010, observa-se que os maiores valores encontrados para a atividade enzimática da urease estão na safra 2009/2010. Este fato pode ser justificado pelas temperaturas ambientes mais elevadas, como consequência aumento da temperatura do solo.

A atividade da urease no solo mostra dependência significativa do fator temperatura do solo (ZANTUA E BREMNER, 1975; DALAL, 1975; MOYO et al., 1989; KISSEL, 1988). GOULD et al. (1973) verificaram que a atividade da urease na faixa de 2° C a 45° C pode ser descrita adequadamente como uma função linear da temperatura.

O'CONNOR e HENDRICKSON (1987) verificaram que a hidrólise da uréia foi completa com 1, 4, 6, 7 e 8 dias para as temperaturas de 35° C, 25° C, 15° C, 10° C e 5° C, respectivamente. Os mesmos autores identificaram, ainda, que a perda mais rápida ocorreu a 35° C, onde 70% do nitrogênio aplicado foram volatilizados em sete dias.

A atividade da urease está intimamente relacionada à presença de matéria orgânica do solo (MYERS e McGARITY, 1968; DICK, 1984). A adição de resíduos orgânicos ao solo, promovendo a atividade microbiana e a produção de urease, acelera

a hidrólise da uréia (CHING e KROONTJE, 1963; MOE, 1967; HARGROVE et al., 1987; BEYROUTY et al., 1988).

A maior atividade da urease encontra-se nas camadas mais superficiais do solo onde há maior quantidade de matéria orgânica, principalmente com aplicações recentes desse material (CONRAD, 1940; MYERS e McGARITY, 1968; BARRETO e WESTERMAN, 1989).

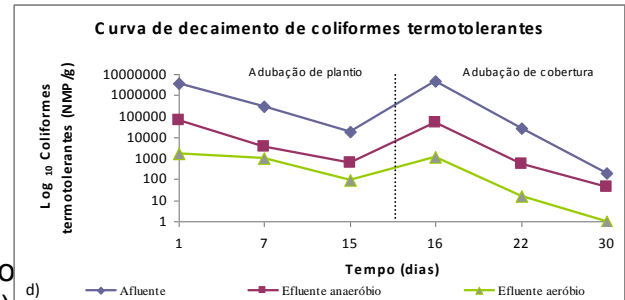
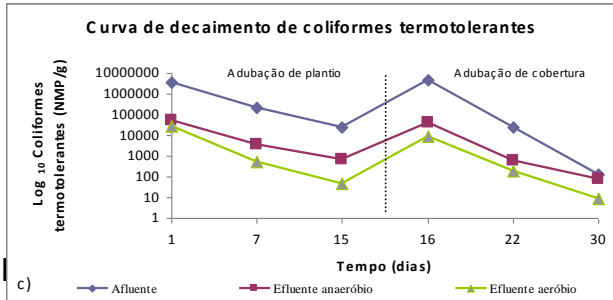
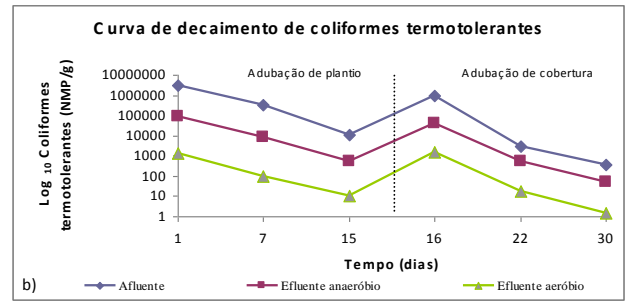
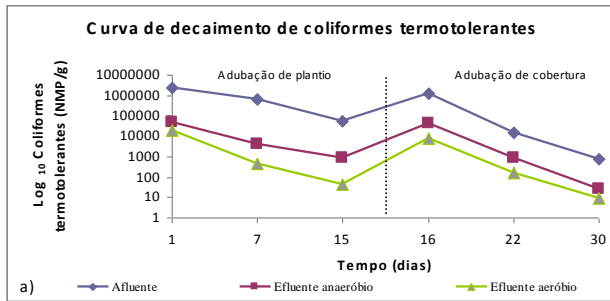
Desta forma, a adição de dejetos bruto de suíno e efluentes anaeróbico e aeróbico, contribuiu para o aumento na atividade da urease, este fato pode ser comprovado ao comparar os tratamentos C, D e E, com a testemunha absoluta (A).

4.2.1.4. Colimetria do solo

Antecedendo a aplicação de dejetos bruto e efluentes no solo, verificou-se a inexistência de coliformes termotolerantes no solo. O decaimento da concentração de coliformes termotolerantes no solo ao longo do tempo está apresentado na Figura 59. No dia 1 foi realizada a adubação de plantio e no dia 16 foi realizada a adubação de cobertura.

Observou-se que no sistema de plantio convencional a curva de decaimento de coliformes termotolerantes foi mais acentuada em relação ao sistema de plantio direto, esse fato pode ser explicado pelas condições mais favoráveis do sistema de plantio direto para sobrevivência dos coliformes termotolerantes, pois apresenta teores de umidade mais elevados, temperaturas mais elevadas e menor incidência de luz solar.

BAUMGARTNER et al.(2005) utilizou os seguintes tratamentos para adubar alface, água de poço (T1), água residuária de um viveiro de cultivo semi-intensivo de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), na fase alevino 2 alimentada com ração (T2), água residuária de uma lagoa de estabilização de dejetos suíno (T3) e água residuária de uma lagoa de produção de algas, alimentada com resíduo de um biodigestor de dejetos suíno (T4).



após a adubação de plantio, a) sistema de plantio direto na safrinha 2009/2010, b) sistema de plantio convencional na safrinha 2009/2010, c) sistema de plantio direto na safra 2010 e d) sistema de plantio convencional na safra 2010.

Os resultados das análises de coliformes totais mostraram que a água residuária do tratamento T4 (90000 NPM/ 100 mL) apresentou maior contagem de coliformes, sendo seguida pelo tratamentos T3 (50000 NPM/ 100 mL) e T2 (2700 NPM/100 mL).

Neste estudo os valores observados, no solo, de coliformes totais e termotolerantes analisados imediatamente após a aplicação do biofertilizante no plantio em solo do sistema de plantio direto do milho safrinha 2009 foram de $2,42 \times 10^6$; $4,7 \times 10^4$ e $1,6 \times 10^4$, respectivamente para os tratamentos com dejetos brutos de suíno, efluente anaeróbio e efluente aeróbio.

No solo do sistema de plantio convencional na safrinha 2009 também foram feitas contagens de coliformes totais e termotolerantes imediatamente após a aplicação do biofertilizante no plantio e observou-se que no solo onde recebeu o dejetos brutos de suíno a contagem de coliformes totais e termotolerantes foi de $2,99 \times 10^6$, no solo onde recebeu efluente de anaeróbio a contagem foi de $8,69 \times 10^4$ e no solo onde recebeu o tratamento com efluente aeróbio a contagem de coliformes totais e termotolerantes foram de $1,33 \times 10^3$.

Os resultados obtidos por COSTA-VARGAS *et al.* (1991) mostraram que, cessada a irrigação por 5 dias, ocorre descontaminação por coliformes fecais e totais para a cultura da alface.

Porém neste estudo, somente após 60 dias da adubação de plantio verificou a inexistência de coliformes termotolerantes no solo para o sistema de plantio convencional e direto na safrinha 2009/2010 e na safra 2010.

AL-LAHHAN *et al.* (2003), estudando efeitos da aplicação de esgoto urbano tratado, em tomateiros, via gotejamento, também obteve produção de frutos saudáveis, com coliformes totais e termotolerantes de 160 e 3 NMP g⁻¹, respectivamente. SANDRI (2003) também conseguiu produzir alface com condições sanitárias adequadas, quando utilizou esgoto urbano tratado, aplicado via gotejamento.

O perfil microbiológico de alimentos vegetais depende de diversos fatores que vão desde as etapas de produção primária até o seu preparo para o consumo final (BRACKETT, 1987).

O solo parece ser o responsável pela maioria das contaminações, seguido da utilização de água não tratada para irrigação e condições impróprias de lavagem e estocagem (ODUMERU *et al.*, 1997).

4.2.2. Atributos das plantas

4.2.2.1. Teores de nutrientes nas amostras foliares das plantas de milho

Na Tabela 42, estão apresentados os teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho no sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendoamento, safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Tabela 42. Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendoamento, safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

| Sistema de plantio | Adubação | N | P | K | Ca | Mg |
|--------------------|----------|--------------------------|--------|----------|---------|---------|
| | | ----- $g\ kg^{-1}$ ----- | | | | |
| PC | S | 23,51 a | 0,89 d | 25,12 c | 7,21 a | 2,30 b |
| | M | 24,65 a | 1,15 c | 26,77 ab | 7,12 a | 2,23 b |
| | B | 27,37 a | 1,44 b | 27,35 ab | 7,46 a | 2,88 a |
| | An | 26,77 a | 1,40 b | 26,31 bc | 8,38 a | 2,67 a |
| | Ae | 27,01 a | 1,60 a | 28,45 a | 7,79 a | 2,71 a |
| | F | 1,34ns | 3,90* | 2,12* | 4,12ns | 2,93* |
| | CV | 41 | 36 | 58 | 13 | 25 |
| Sistema de plantio | Adubação | N | P | K | Ca | Mg |
| | | ----- $g\ kg^{-1}$ ----- | | | | |
| PD | S | 24,32 a | 0,95 c | 24,67 c | 7,09 a | 2,49 bc |
| | M | 25,98 a | 1,03 c | 25,47 bc | 7,76 a | 2,33 c |
| | B | 28,43 a | 1,55 b | 27,59 ab | 7,79 a | 2,57 b |
| | An | 28,03 a | 1,42 b | 28,04 a | 7,81 a | 2,69 a |
| | Ae | 27,65 a | 1,69 a | 28,59 a | 7,78, a | 2,77 a |
| | F | 1,23ns | 2,66* | 12,81* | 4,67ns | 2,98* |
| | CV | 11 | 26 | 28 | 19 | 20 |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbios, Ae- efluente aeróbios, Médias seguidas por letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na Tabela 43, estão apresentados os teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho no sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendramento, safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Os teores de N na folha de milho não sofreram influências significativas dos tipos de tratamentos ($p > 0,05$) tanto no sistema de plantio direto como no sistema de plantio convencional na safra 2009 e safra 2009/2010. MALAVOLTA et al. (1997) citam como faixa normal de N em folha de milho os valores variando de 27,5 a 32,5 $g\ kg^{-1}$, sendo assim apenas os tratamentos B, An e Ae do plantio direto enquadram na faixa normal.

A eficiência pela qual os nutrientes contidos nos dejetos serão absorvidos pelas culturas depende da taxa de mineralização do material orgânico do dejetos. Assim, a mineralização é um fator importante na disponibilidade de nutrientes às plantas, e essa pode variar em função do tipo de dejetos, do solo, do clima.

Tabela 43. Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendramento, safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

| Sistema de plantio | Adubação | N | P | K | Ca | Mg |
|--------------------|----------|--------------------------------|--------|----------|--------|--------|
| | | ----- g kg ⁻¹ ----- | | | | |
| PC | S | 25,01 a | 1,04 c | 27,62 b | 7,58 a | 3,67 a |
| | M | 25,65 a | 1,31 b | 28,17 ab | 7,99 a | 3,20 b |
| | B | 29,27 a | 1,61 a | 30,75 a | 8,83 a | 3,75 a |
| | An | 29,17 a | 1,58 a | 28,71 ab | 9,35 a | 3,04 c |
| | Ae | 29,41 a | 1,71 a | 30,85 a | 8,66 a | 3,08 c |
| | F | 13,4ns | 2,3* | 9,01* | 2,12ns | 0,95* |
| | CV | 18 | 11 | 13 | 13 | 12 |
| Sistema de plantio | Adubação | N | P | K | Ca | Mg |
| | | ----- g kg ⁻¹ ----- | | | | |
| PD | S | 25,72 a | 1,06 b | 26,07 b | 7,46 a | 3,36 c |
| | M | 29,38 a | 1,21 b | 28,87 a | 8,13 a | 2,70 e |
| | B | 30,93 a | 1,66 a | 29,09 a | 8,16 a | 3,94 a |
| | An | 29,43 a | 1,58 a | 29,04 a | 8,68 a | 3,56 b |
| | Ae | 31,05 a | 1,86 a | 30,49 a | 9,15 a | 3,14 d |
| | F | 1,36ns | 3,46* | 2,58* | 5,67ns | 3,90* |
| | CV | 41 | 36 | 58 | 13 | 25 |

S- testemunha, M- adubo mineral, B-dejeto bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O nitrogênio é o nutriente que tem maior efeito sobre o crescimento da planta de milho e que frequentemente mais limita a produção de fitomassa (SANTI et al. 2003). O nitrogênio é absorvido pelas plantas, preferencialmente, nas formas de NO₃⁻ e NH₃.

O NO₃⁻ se origina da mineralização da matéria orgânica que, contendo os aminoácidos nitrogenados, sofre transformações bioquímicas como amonificação e nitrificação. Já o amônio pode originar-se do adubo mineral, da passagem da amina para a nitrificação, ou através de simbiose de plantas leguminosas (TANAKA et al. 2000).

VASCONCELOS et al. (1998) constataram absorção mais intensa de N pelo milho no período entre 40 e 60 dias após a germinação. Isto se explica pelo fato que entre 40 a 60 dias depois da germinação, as plantas de milho estarem em pleno desenvolvimento vegetativo, acumulando em média 70 a 80% de sua matéria seca total.

Cabe ressaltar que a resposta das culturas à aplicação do dejetos pode variar em função das interações dos fatores de solo, planta e condições edafoclimáticas, e com isso, as culturas podem responder diferentemente, quando extrapolado para outros locais com diferentes condições de solo e clima.

Os teores de P sofreram influência significativa para os tipos de tratamento ($p < 0,05$) tanto no sistema de plantio direto como no sistema de plantio convencional para as duas épocas de plantio (Tabelas 42 e 43).

As folhas de milho que apresentaram maiores teores de P foram do tratamento aeróbio nos dois sistemas de plantio, e as folhas de milho que apresentaram menores teores de P foram as da testemunha absoluta (sem qualquer tipo de adubação), nos dois sistemas de plantio.

De acordo com MALAVOLTA *et al.* (1997), os valores de P observados neste estudo encontram-se inferiores aos considerados normais (2,5 a 3,5 g kg⁻¹).

Segundo MUZILLI (1983), no sistema de semeadura direta há maior disponibilidade de P, atribuída ao não revolvimento do solo, o que reduz a fixação deste nutriente, e também à decomposição lenta e gradual da matéria orgânica do solo, o que disponibiliza este nutriente ao longo do ciclo da cultura.

O teor do nutriente na planta é resultante da ação e interação dos fatores que afetam sua disponibilidade no solo e a absorção pela planta (MARQUES *et al.* 2006).

Na literatura são escassas as informações referentes ao acúmulo de fósforo em culturas comerciais, isso porque a maior parte dos trabalhos visando avaliar o potencial fertilizante do dejetos líquido de suínos tem no nitrogênio o enfoque principal, por ser o nutriente mais exigido pelas culturas, possuir um potencial poluente e uma dinâmica muito complexa no solo.

Os teores de K sofreram influência em todos tipos de tratamento ($p < 0,05$), sendo as maiores médias dos teores de K observados nas folhas de milho que receberam o efluentes aneróbios, tanto no sistema de plantio direto como convencional, nas duas épocas de plantio.

Os teores de K encontrados nas folhas de milho para todos os tratamentos, nos dois sistemas de plantio, mostraram-se semelhantes aos valores apresentados por MALAVOLTA *et al.* (1997), que consideram como teores adequados de 13 a 30 g kg⁻¹.

Com relação ao teor de Ca não houve efeito significativo da adubação ($p > 0,05$). Mesmo assim os maiores teores de Ca foram observados no com efluente anaeróbio. Quanto ao teor de Mg observa-se influência significativa para os tratamentos ($p < 0,05$). No entanto, em todos os tratamentos os valores encontram-se na faixa adequada para a cultura do milho (CANTARELLA, 1997).

ALVARENGA (2003), cultivando milho em consórcio com guandu e mucuna preta em Sete Lagoas - MG, encontrou os seguintes teores de macronutrientes na primeira folha abaixo e oposta a primeira espiga das plantas de milho: N - 26,7 g kg⁻¹, P - 2,3 g kg⁻¹, K - 20,5 g kg⁻¹, Ca - 5,8 g kg⁻¹, Mg - 1,6 g kg⁻¹, para milho em consórcio com guandu e N - 28,4 g kg⁻¹, P - 2,6 g kg⁻¹, K - 19,7 g kg⁻¹, Ca - 6,1 g kg⁻¹, Mg - 1,8 g kg⁻¹, para milho em consórcio com mucuna preta, não apresentando diferença significativa entre os dois consórcios citados acima.

Na Tabela 44 estão apresentados os teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendoamento, safreinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Na Tabela 45 estão apresentados os teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendoamento, safre 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Os valores de cobre e ferro encontrados na folha foram semelhantes para todos os tratamentos, não diferindo significativamente uns dos outros. MALAVOLTA *et al.* (1997) citam como teor mínimo adequado para a cultura do milho na primeira folha abaixo e oposta a primeira espiga, os valores de 6 mg kg⁻¹ para o cobre e segundo RAIJ (1991), o teor de ferro situa-se em torno de 30 mg kg⁻¹ matéria seca, desta forma para todos os tratamentos as plantas de milho não apresentaram deficiência em cobre e ferro.

Tabela 44. Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendoamento, safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

| Sistema de plantio | Adubação | Cu | Fe | Mn | Zn |
|---------------------------|----------|---------------------------|----------|---------|----------|
| | | ----- $mg\ kg^{-1}$ ----- | | | |
| PD | S | 9,46 a | 216,80 a | 40,67 b | 14,52 b |
| | M | 9,67 a | 223,45 a | 43,45 b | 16,83b |
| | B | 10,33 a | 210,25 a | 50,69 a | 17,34 ab |
| | An | 9,12 a | 204,38 a | 53,37 a | 20,34 a |
| | Ae | 10,03 a | 193,34 a | 55,23 a | 18,91 a |
| | F | 2,53ns | 2,64ns | 2,87* | 1,26* |
| | CV | 18 | 23 | 14 | 24 |
| Sistema de plantio | Adubação | Cu | Fe | Mn | Zn |
| ----- $mg\ kg^{-1}$ ----- | | | | | |
| PC | S | 8,59 a | 213,02 a | 39,08 b | 13,55 b |
| | M | 9,10 a | 220,17 a | 41,86 b | 16,38 b |
| | B | 9,36 a | 206,47 a | 49,10 a | 16,64 ab |
| | An | 8,67 a | 198,58 a | 51,78 a | 19,47 a |
| | Ae | 9,33 a | 186,56 a | 53,64 a | 18,34 a |
| | F | 3,13ns | 4,34ns | 2,78* | 3,76* |
| | CV | 21 | 23 | 34 | 14 |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Para o zinco os maiores valores encontrados foram no tratamento D para sistema de plantio direto e convencional da safrinha 2009 e na safra 2009/2010. Os teores de zinco adequados para a cultura do milho é de $15\ mg\ kg^{-1}$, caracterizando, desta forma, a não ocorrência de deficiência nutricional quanto ao cobre e ao zinco, exceto na testemunha absoluta no plantio direto e convencional do milho safrinha 2009 e milho do plantio convencional do milho safra 2010, que apresentou deficiência em zinco.

Para o manganês, MALAVOLTA et al. (1997) considera normal a faixa $50 - 150\ mg\ kg^{-1}$ e RAIJ (1991) considera a faixa de $20 - 200\ mg\ kg^{-1}$. Desta forma, segundo os limites de RAIJ (1991), as plantas de milho apresentaram valores de manganês acima do limite de deficiência do elemento.

Tabela 45. Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho sistema de plantio direto e convencional de cultivo, na fase de pendoamento, safra 2009/2010, com

adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

| Sistema de plantio | Adubação | Cu | Fe | Mn | Zn |
|--------------------|----------|---------------------------|----------|---------|----------|
| | | ----- $mg\ kg^{-1}$ ----- | | | |
| PD | S | 10,25 a | 206,36 a | 39,47 c | 15,78 d |
| | M | 10,72 a | 237,47 a | 49,78 b | 17,89 c |
| | B | 11,45 a | 228,7 a | 53,78 a | 19,78 bc |
| | An | 10,97 a | 220,14 a | 58,97 a | 24,19 a |
| | Ae | 11,87 a | 200,79 a | 55,78 a | 20,13 b |
| | F | 3,13ns | 4,34ns | 2,78* | 3,76* |
| | CV | 81 | 22 | 44 | 74 |
| Sistema de plantio | Adubação | Cu | Fe | Mn | Zn |
| | | ----- $mg\ kg^{-1}$ ----- | | | |
| PC | S | 9,38 a | 202,58 a | 37,88 c | 14,81 d |
| | M | 10,15 a | 234,19 a | 48,19 b | 17,44 bc |
| | B | 10,48 a | 224,92 a | 52,19 a | 19,08 b |
| | An | 10,52 a | 214,34 a | 57,38 a | 23,32 a |
| | Ae | 11,17 a | 194,01 a | 54,19 a | 19,56 b |
| | F | 3,70ns | 4,69ns | 3,45* | 4,56* |
| | CV | 64 | 24 | 45 | 49 |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos brutos, An- efluentes anaeróbios, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Diferindo dos elementos anteriores, os valores de manganês e zinco encontrados na folha das plantas de milho, apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos, sendo que os maiores valores de manganês foram encontrados no tratamento E para sistema de plantio direto e convencional da safrinha 2009 e no sistema de plantio convencional na safra 2010 e no tratamento D para o sistema de plantio direto da safra 2009/2010.

4.2.2.2. Avaliações destrutiva e não destrutivas de planta de milho

Na Tabela 46 estão apresentadas as médias de população final de plantas (PFP), altura de planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio convencional na safrinha 2009.

Observaram-se efeitos significativos para altura de plantas (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), número de grãos/espiga (NGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grão (M100) nos diferentes tratamentos ($p < 0,05$).

As variáveis população final de plantas, número de espigas e número de fileira de grãos que receberam algum tipo de adubo (orgânico ou mineral) não apresentou diferença significativa entre ($p > 0,05$), apenas a testemunha diferiu dos demais tratamentos ($p < 0,05$). A porcentagem de plantas acamadas ou quebradas não diferiu significativamente ($p > 0,05$).

Tabela 46. Médias de população final de plantas (PFP), altura e planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio convencional na safrinha 2009.

| Tratamentos | ALTP | AIE | PFP | PPA | NE | NFGE | NGE | MGE | CE | M100 |
|-------------|-------|--------|-----------------------------|--------|-----------------------------|-------|-------|--------|--------|--------|
| | m | | plantas ha ⁻¹ | % | espigas ha ⁻¹ | | | g | cm | g |
| S | 1,23c | 0,55c | 57962b | 11a | 57592b | 14,9b | 501c | 85,6b | 15,4b | 25,4b |
| M | 1,57a | 0,64a | 60925a | 9a | 60925a | 15,9a | 587a | 90,4a | 16,3a | 27,9a |
| B | 1,52b | 0,57b | 61851a | 12a | 61666a | 15,8a | 570a | 88,9a | 15,9ab | 26,4a |
| An | 1,58a | 0,60ab | 61296a | 10a | 61296a | 15,7a | 559b | 86,1ab | 16,0a | 25,9ab |
| Ae | 1,62a | 0,63a | 65370a | 9a | 65185a | 15,5a | 567a | 87,0a | 15,8ab | 27,5a |
| F | 5,67* | 4,62* | 4,37* | 2,12ns | 3,17* | 4,11* | 3,78* | 4,76* | 5,23* | 4,09* |
| CV | 23 | 13 | 24 | 46 | 86 | 42 | 74 | 24 | 57 | 35 |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, PFP- população final de plantas, ALTP- altura de planta, AIE- altura de inserção da espiga, PPA- porcentagem de plantas acamadas, NE- número de espigas, NFGE- número de fileiras de grãos/espiga, MGE- massa de grãos/espiga, CE- comprimento da espiga sem palha, M100- massa de 100 grãos, Médias seguidas por letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na Tabela 47 estão apresentadas a médias de população final de plantas (PFP), altura e planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio convencional na safrinha 2009.

Observou-se efeitos significativos para altura de plantas, altura de inserção da espiga, população final de plantas, número de espigas e comprimento da espiga nos diferentes tratamentos ($p < 0,05$).

Tabela 47. Médias de população final de plantas (PFP), altura e planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio direto na safrinha 2009.

| Tratamentos | ALTP | AIE | PFP | PPA | NE | NFGE | NGE | MGE | CE | M100 |
|-------------|--------|--------|-----------------------------|--------|-----------------------------|--------|-------|--------|--------|-------|
| | m | | plantas ha ⁻¹ | % | espigas ha ⁻¹ | | | g | cm | g |
| S | 1,47c | 0,79b | 60185c | 13a | 59814c | 15,5b | 528b | 89,3b | 15,7b | 26,3b |
| M | 1,81ab | 0,88a | 67962a | 10a | 67962a | 17,3a | 600a | 104,2a | 17,6a | 32,1a |
| B | 1,76b | 0,82ab | 63518b | 14a | 63333b | 16,9a | 596a | 102,3a | 16,9a | 29,4a |
| An | 1,83a | 0,85a | 63148b | 11a | 63148b | 16,4ab | 590a | 101,3a | 16,3ab | 30,5a |
| Ae | 1,87a | 0,88a | 68888a | 10a | 68703a | 16,0b | 593a | 100,9a | 17,1a | 31,1a |
| F | 3,12* | 4,54* | 2,33* | 3,96ns | 2,14* | 4,12* | 6,32* | 1,22* | 3,99* | 4,98* |
| CV | 12 | 21 | 74 | 85 | 63 | 85 | 25 | 84 | 52 | 64 |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbico, Ae- efluente aeróbico, PFP- população final de plantas, ALTP- altura de planta, AIE- altura de inserção da espiga, PPA- porcentagem de plantas acamadas, NE- número de espigas, NFGE- número de fileiras de grãos/espiga, MGE- massa de grãos/espiga, CE- comprimento da espiga sem palha, M100- massa de 100 grãos, Médias seguidas por letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

As variáveis número de fileira de grãos/espiga, número de grãos/espiga, massa de grãos/espiga e massa de 100 grãos que receberam algum tipo de adubo (orgânico ou mineral) não apresentou diferença significativa entre ($p > 0,05$), apenas a testemunha diferiu dos demais tratamentos ($p < 0,05$). A porcentagem de plantas acamadas ou quebradas não diferiu significativamente ($p > 0,05$).

Na Figura 60 estão apresentados os comportamentos da altura de plantas no sistema de plantio convencional e direto na safrinha 2009.

A amplitude de variação da altura de plantas foi de 0,39 m para o plantio convencional e de 0,40 m no sistema de plantio direto.

As maiores médias de altura de plantas foram observadas nas parcelas que receberam efluente aeróbico, sendo de 1,62 m no sistema de plantio convencional e de 1,87 m no sistema de plantio direto.

VILLELA (2001) observou média para altura de planta de 2,20 metros na avaliação de nove cultivares de milho, considerando duas épocas de semeadura resultado este superior aos observados neste estudo.

Segundo SILVA (2002), os valores de altura de plantas têm recebido grande importância, uma vez que este parâmetro encontra-se correlacionado com a produção de matéria seca.

Analisando a Figura 60 observa-se que o sistema de plantio direto destacou-se, com as maiores médias de altura de plantas, em relação ao sistema de plantio convencional para esta variável. Este fato pode ser justificado por menores perdas de água do solo por evaporação, pois esta fase do experimento foi conduzida em época não chuvosa, sendo assim a planta tem maior disponibilidade de água para seu desenvolvimento.

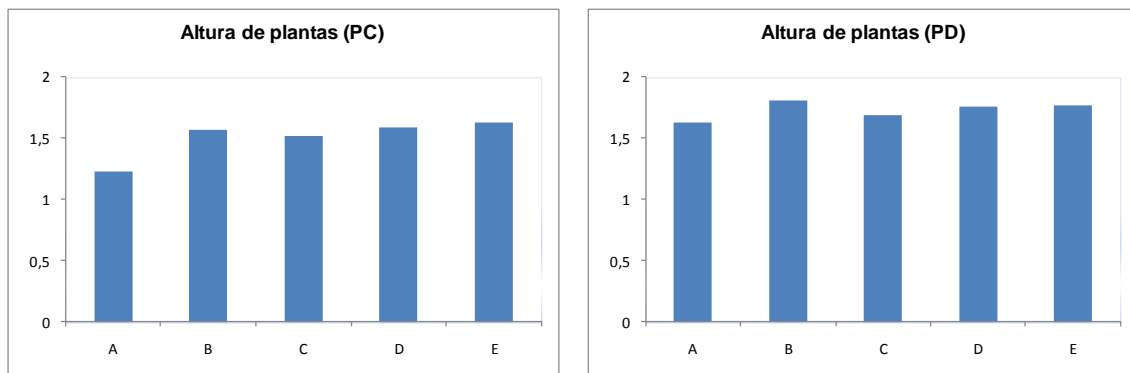


Figura 60. Comportamento da variável altura de plantas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009.

Na Figura 61 estão apresentados os comportamentos da altura de inserção de espigas no sistema de plantio convencional e direto na safrinha 2009.

As maiores médias de altura de inserção de espiga ocorreram nas parcelas que receberam tratamento com adubação química e adubação com efluente aeróbio e foram de 0,64 m e 0,63 m respectivamente para o sistemas de plantio convencional e de 0,88 m para os o mesmos tratamentos no sistema de plantio direto, e as menores

médias observadas foram para os tratamentos testemunha sendo de 0,55 e 0,79 m respectivamente para o sistema de plantio convencional e direto.

Ao observar o comportamento desta variável na Figura 61, nota-se a que o plantio convencional apresentou médias menores para esta variável para todos os tratamentos aplicados.

ALVAREZ (2004) encontrou valores médios para altura de inserção de espiga variaram entre 1,33 e 1,37 para três híbridos de milho. VILLELA (2001) encontrou altura de espiga média de nove cultivares de milho de 1,21 metros. Ambos autores observaram valores médios de inserção de espiga muito superiores aos observados neste estudo.

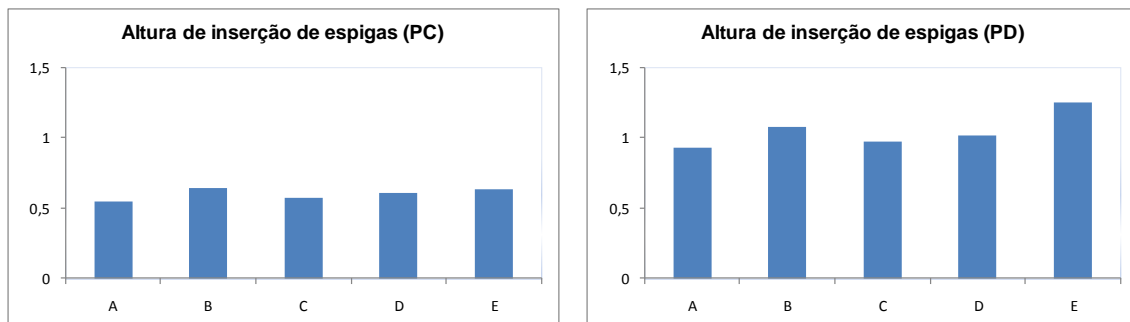


Figura 61. Comportamento da variável altura de inserção de espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009.

Na Figura 62 estão apresentados os comportamentos da população final de plantas no sistema de plantio convencional e direto na safrinha 2009. As maiores médias de população final de plantas, nos sistemas de plantio convencional e direto, ocorreram nas parcelas que receberam tratamento com adubação com efluente aeróbio.

Observando a Figura 62 nota-se que o comportamento desta variável no sistema de plantio convencional e direto manteve-se praticamente semelhante, indicando condições favoráveis para a germinação das sementes.

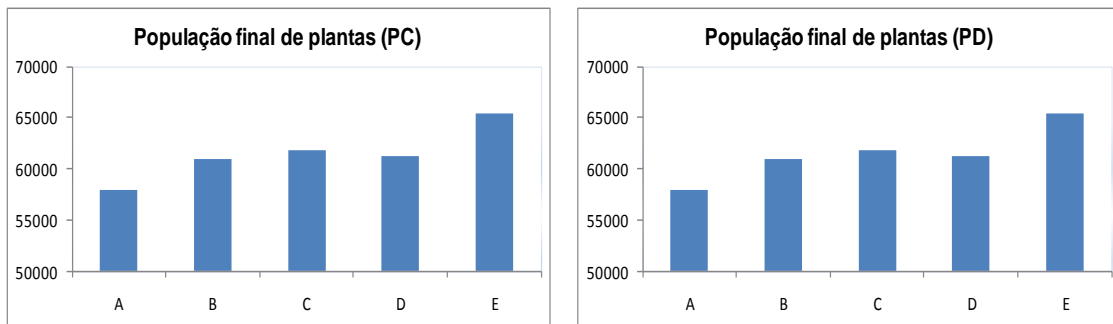


Figura 62. Comportamento da variável população final de plantas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009.

LEITE (2002) E SILVA (2004) avaliaram sistemas de manejo de solo e não observaram diferenças significativas na população final, concordando, portanto, com os resultados dessa pesquisa. SILVA (2000) e ARF et al. (2007) obtiveram maior população final no plantio direto enquanto PIFFER (2008) verificou maiores valores no preparo convencional e reduzido.

Os resultados referentes à porcentagem de plantas acamadas e quebradas estão apresentados na Figura 63.

O aumento do número de plantas acamadas e quebradas diminui a eficiência durante a colheita, aumentando significativamente as perdas, conduzindo a um menor rendimento da cultura (RESENDE, 2001). A altura de espigas, neste caso, parece não ter afetado a porcentagem de plantas acamadas.

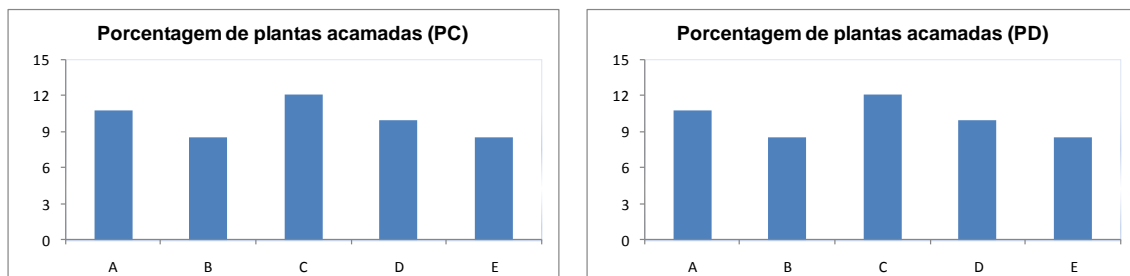


Figura 63. Comportamento da variável porcentagem de plantas acamadas ou quebradas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009.

Nas figuras 64 a 69 estão apresentados os comportamentos das variáveis número de espigas, fileiras de grão/espigas, número de grãos/espiga, massa de grãos/espiga, comprimento médio de espiga sem palha e massa de 100 grãos do sistema de plantio convencional e direto de milho safrinha 2009.

O comportamento de todas as variáveis foram semelhantes no plantio convencional e direto.

O comprimento médio de espiga é um dos caracteres que pode interferir, diretamente, no número de grãos por fileira e, conseqüentemente, na produtividade do milho. No presente estudo, esta característica agrônômica foi influenciada pelos tratamentos, pois apresentou diferença significativa ($p < 0,05$), desta forma o número de fileiras de grãos/espiga também foi influenciado pois observa-se neste estudo que quanto maior foi comprimento da espiga maior foi o número de fileiras de grãos.

A massa de cem grãos, importante componente da produtividade de grãos no milho foi influenciada pelos tratamentos aplicados concordando, em parte, com os dados de SOUZA & SORATTO (2006), que não verificaram diferença significativa entre uréia e Entec[®], para o número de espigas por planta e massa de cem grãos.

SILVA & SILVA (2002), avaliando épocas de aplicação, e SILVA et al. (2003) e ESCOSTEGUY et al. (1997), estudando doses de nitrogênio no milho não verificaram alteração nessa característica, obtendo valor médio de 27,5 g.

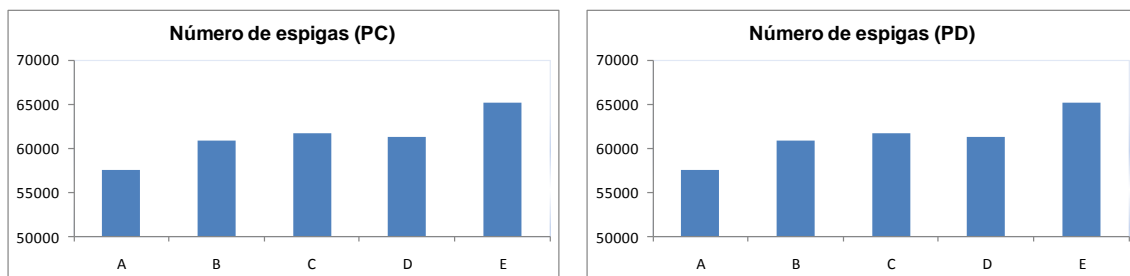


Figura 64. Comportamento da variável número de espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009.

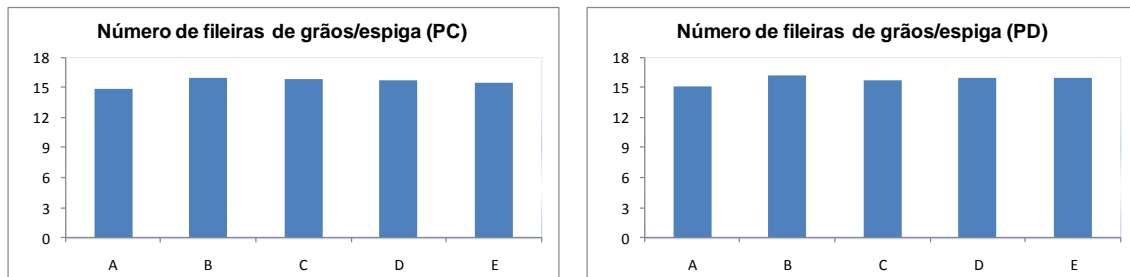


Figura 65. Comportamento da variável número de fileiras de grão/espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009.

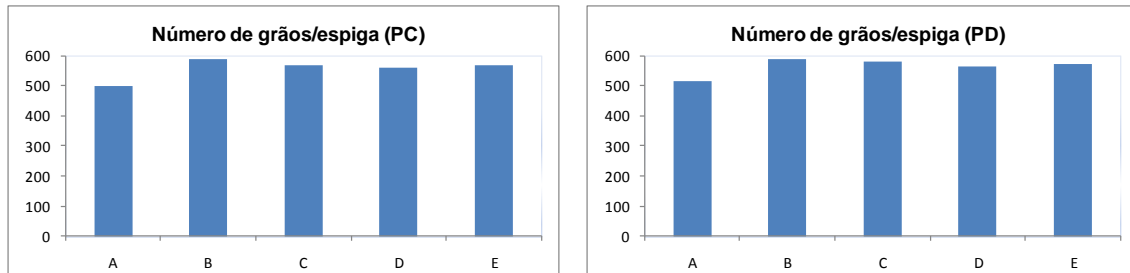


Figura 66. Comportamento da variável número de grãos/espiga em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009.

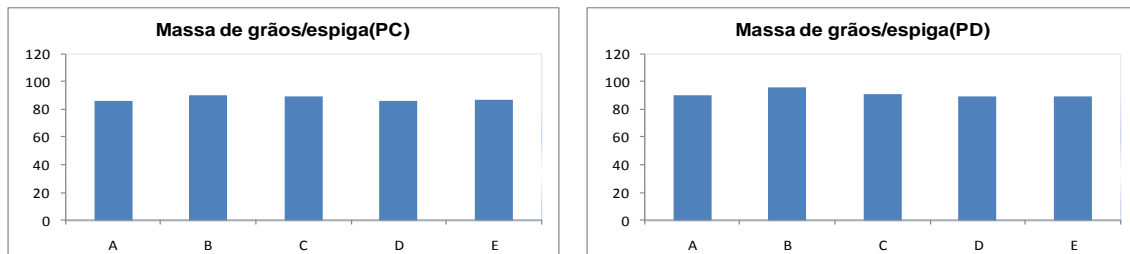


Figura 67. Comportamento da variável massa de grãos/espiga em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009.

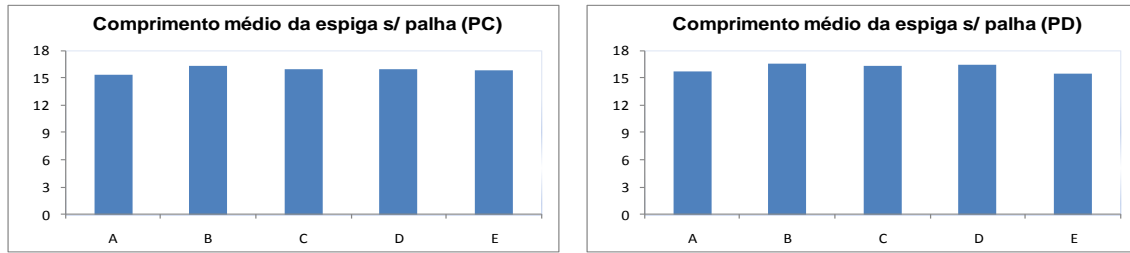


Figura 68. Comportamento da variável comprimento médio de espiga sem palha em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009.

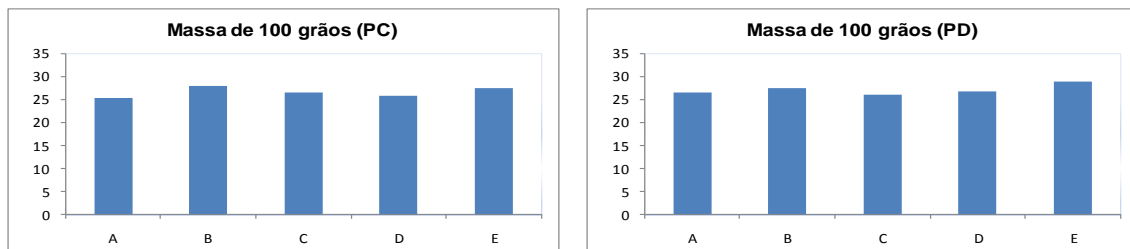


Figura 69. Comportamento da variável massa de 100 grãos em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safrinha 2009.

No presente estudo, os resultados inferiores ao observado por pelos autores citados acima pode ser justificado pela pouca precipitação ocorrida no período de enchimento dos grãos, pois, conforme FANCELLI (1986), a massa média do grão é, marcadamente, afetada a partir dos grãos leitosos (estádio 6), principalmente pela disponibilidade de água. Para BORRÁS & OTEGUI (2001), esse é o componente da produção menos afetado por variações nas práticas de manejo e adubação.

Na Tabela 48 estão apresentadas a médias de população final de plantas (PFP), altura e planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio convencional na safra 2009/2010.

Observou-se efeitos significativos para todas as variáveis ($p < 0,05$) nos diferentes tratamentos, exceto para porcentagem de plantas acamadas ou quebradas e número de fileiras de grãos que não diferiram significativamente ($p > 0,05$) para os tratamentos aplicados.

Tabela 48. Médias de população final de plantas (PFP), altura e planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio convencional na safra 2009/2010.

| Tratamentos | ALTP m | AIE | PFP plantas ha ⁻¹ | PPA % | NE espigas ha ⁻¹ | NFGE | NGE | MGE g | CE cm | M100 g |
|-------------|-----------|-------|------------------------------------|----------|-----------------------------------|--------|-------|----------|----------|-----------|
| S | 1,63b | 0,93c | 57962b | 11a | 57592b | 15,1a | 514c | 89,7b | 15,7b | 26,4b |
| M | 1,80a | 1,08b | 60925ab | 9a | 60925ab | 16,2a | 587a | 95,7a | 16,6a | 27,5ab |
| B | 1,69ab | 0,98b | 61851a | 12a | 61666a | 15,7a | 579a | 91,2b | 16,3a | 26,0b |
| An | 1,76a | 1,02b | 61296a | 10a | 61296a | 15,9a | 564b | 88,9b | 16,4a | 26,7b |
| Ae | 1,77a | 1,25a | 65370a | 9a | 65185a | 16,0a | 574ab | 89,0b | 15,5b | 28,9a |
| F | 2,34* | 1,87* | 2,91* | 3,58ns | 4,62* | 4,12ns | 1,11* | 2,18* | 2,98* | 3,54* |
| CV | 15 | 26 | 85 | 74 | 73 | 26 | 95 | 20 | 73 | 37 |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, PFP- população final de plantas, ALTP- altura de planta, AIE- altura de inserção da espiga, PPA- porcentagem de plantas acamadas, NE- número de espigas, NFGE- número de fileiras de grãos/espiga, MGE- massa de grãos/espiga, CE- comprimento da espiga sem palha, M100- massa de 100 grãos, Médias seguidas por letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na Tabela 49 estão apresentadas a médias de população final de plantas (PFP), altura e planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio direto na safra 2009/2010.

Observou-se efeitos significativos para todas as variáveis ($p < 0,05$) nos diferentes tratamentos, exceto para porcentagem de plantas acamadas ou quebradas e número de fileiras de grãos que não diferiu significativamente ($p > 0,05$) para os tratamentos aplicados.

As variáveis altura e planta, número de fileiras de grãos/espiga e massa de grãos/espiga que receberam algum tipo de adubo (orgânico ou mineral) não apresentou

diferença significativa entre ($p>0,05$), apenas a testemunha diferiu dos demais tratamentos ($p<0,05$).

Tabela 49. Médias de população final de plantas (PFP), altura e planta (ALTP), altura de inserção da espiga (AIE), porcentagem de plantas acamadas (PPA), número de espigas (NE), número de fileiras de grãos/espiga (NFGE), massa de grãos/espiga (MGE), comprimento da espiga sem palha (CE) e massa de 100 grãos (M100) de milho em sistema de plantio direto na safra 2009/2010.

| Tratamentos | ALTP m | AIE | PFP plantas ha ⁻¹ | PPA % | NE espigas ha ⁻¹ | NFGE | NGE | MGE g | CE cm | M100 g |
|-------------|-----------|--------|------------------------------------|----------|-----------------------------------|-------|-------|----------|----------|-----------|
| S | 1,75b | 0,95c | 59814b | 10a | 60555b | 15,7b | 530b | 90,8b | 16,0b | 27,4b |
| M | 2,07a | 1,45a | 62222ab | 8a | 62592ab | 17,9a | 600a | 105,3a | 17,8a | 31,1a |
| B | 1,95a | 1,31ab | 64444a | 12a | 65185a | 17,4a | 598a | 102,0a | 16,5ab | 30,1a |
| An | 1,93a | 1,33a | 63703a | 9a | 64814a | 17,6a | 595a | 101,3a | 16,8a | 29,4ab |
| Ae | 1,98a | 1,30b | 65740a | 6a | 66666a | 17,9a | 597a | 103,6a | 16,5ab | 32,1a |
| F | 0,22* | 0,12* | 1,65* | 2,87ns | 3,71* | 1,25* | 5,65* | 3,35* | 2,19* | 3,55* |
| CV | 12 | 9 | 25 | 19 | 30 | 29 | 41 | 18 | 11 | 23 |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbico, Ae- efluente aeróbico, PFP- população final de plantas, ALTP- altura de planta, AIE- altura de inserção da espiga, PPA- porcentagem de plantas acamadas, NE- número de espigas, NFGE- número de fileiras de grãos/espiga, MGE- massa de grãos/espiga, CE- comprimento da espiga sem palha, M100- massa de 100 grãos, Médias seguidas por letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na Figura 70 estão apresentados os comportamentos da altura de plantas no sistema de plantio convencional e direto na safra 2009/2010.

As maiores médias de altura de planta, nos sistemas de plantio convencional e direto, ocorreram nas parcelas que receberam tratamento com adubação química e adubação com efluente aeróbico e foram de 1,80 e 1,77 m respectivamente para o sistemas de plantio convencional e de 2,07 e 1,98 m respectivamente para o sistema de plantio direto, e as menores médias observadas foram para os tratamentos testemunha sendo de 0,93 e 0,95 m respectivamente para o sistema de plantio convencional e direto. Este fato pode ser explicado pelas melhores condições de retenção de água no solo e redução da perda de água por evaporação.

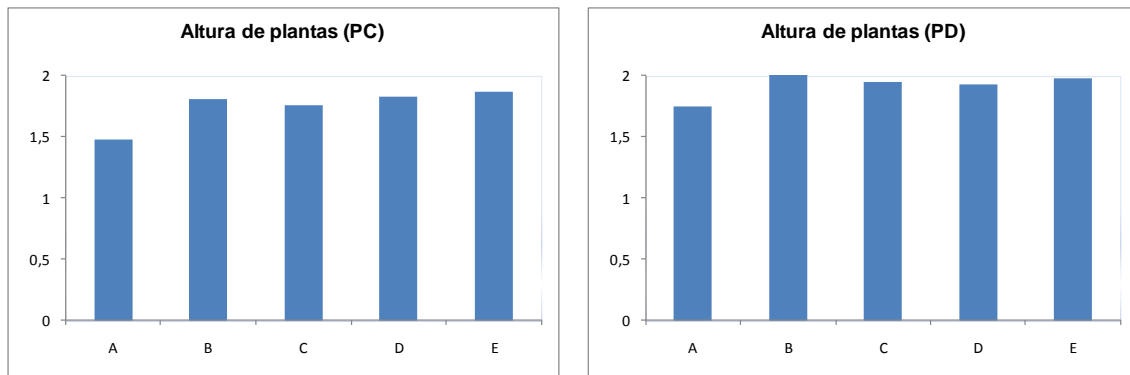


Figura 70. Comportamento da variável altura de plantas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

Na Figura 71 estão apresentados os comportamentos da altura de inserção de espigas no sistema de plantio convencional e direto na safra 2009/2010.

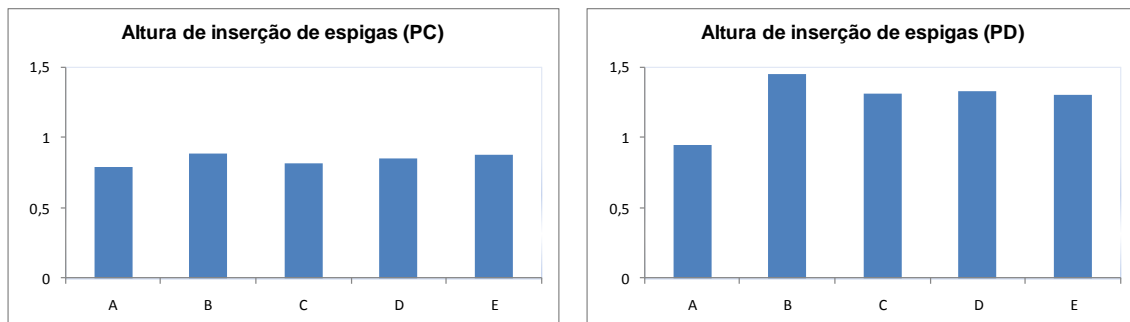


Figura 71. Comportamento da variável altura de inserção de espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

As maiores médias de altura de inserção de espigas, nos sistemas de plantio convencional e direto, ocorreram nas parcelas que receberam tratamento com adubação química e adubação com efluente aeróbio e as menores médias observadas foram para os tratamentos testemunha,

Ao observar o comportamento desta variável na Figura 12, nota-se a que o plantio direto apresentou médias maiores para esta variável para todos os tratamentos

aplicados. Segundo RESENDE (2001) esta característica é determinada pelo genótipo e grandemente influenciada pelo ambiente e manejo da cultura.

A Figura 72 apresenta o comportamento da variável população final de plantas e a Figura 73 apresenta o comportamento da variável porcentagem de plantas acamadas ou quebradas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

CARVALHO et al. (2004) cultivando milho em diferentes sistemas de manejo do solo em sucessão a adubos verdes, observou que o sistema de plantio direto proporcionou população de plantas superior ao sistema convencional, 48.170 e 40.000 respectivamente. POSSAMAI et al. (2001) obtiveram maior população de plantas ha^{-1} de milho quando cultivado sob o sistema de plantio direto.

Porém neste estudo as maiores populações finais de plantas encontram-se no sistema de plantio convencional, este fato pode ser justificado pelo manejo do solo, melhorando as condições físicas e facilitando a germinação da semente.

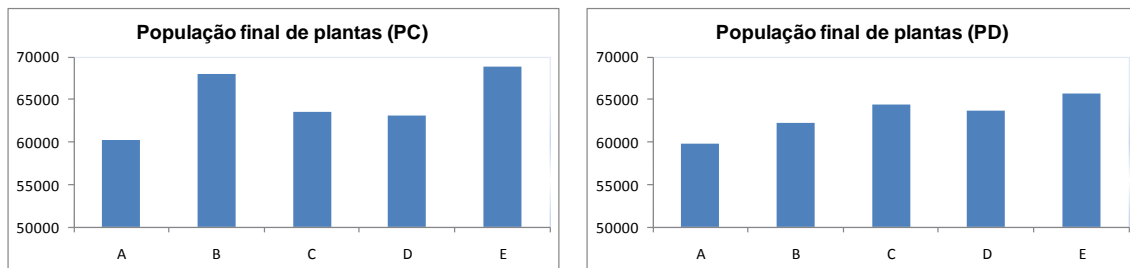


Figura 72. Comportamento da variável população final de plantas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

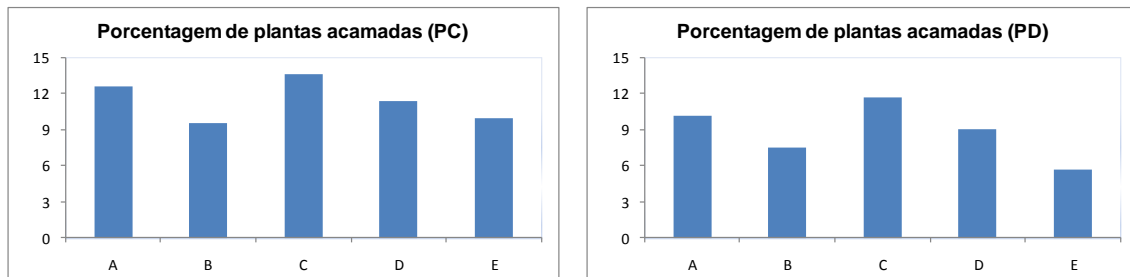


Figura 73. Comportamento da variável porcentagem de plantas acamadas ou quebradas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

A Figura 74 representa o comportamento da variável número de espigas ha^{-1} em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

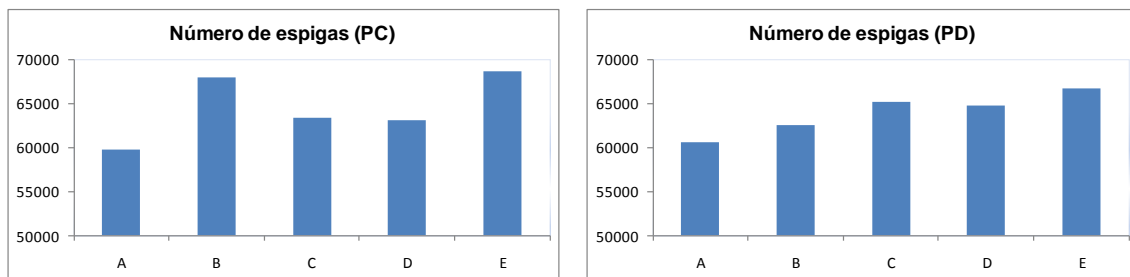


Figura 74. Comportamento da variável número de espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

Neste estudo, o sistema de plantio convencional apresentou maior número de espigas ha^{-1} quando comparado ao sistema de plantio direto. POSSAMAI et al. (2001) obtiveram maior número de espigas ha^{-1} de milho quando cultivado sob o sistema de plantio direto.

A Figura 75 representa o comportamento da variável número de fileiras de grão/espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010

De acordo com FANCELLI & DOURADO-NETO (1997), este evento coincide com a segunda semana após a emergência, fase em que se inicia a formação dos

primórdios da espiga. A falta de água e nutrientes nessa fase pode afetar esses componentes.

Observando a figura 6 nota-se muita semelhança entre os dois sistemas de plantio. PEREIRA et al. (2009) avaliando a influência dos sistemas de manejo do solo sobre os componentes de produção do milho e *brachiaria decumbens* obteve médias variaram de 13,25 a 14,05 fileiras/espiga, para os tratamentos integração lavoura pecuária e sistema de plantio direto, respectivamente.

TSUMANUMA (2004), cultivando milho no sistema de integração lavoura-pecuária, obteve número médio da ordem de 16,25 fileiras/espiga.

Os valores encontrados neste estudo corroboram com ambos autores citados, pois variam de 15,1 a 16,2 fileiras de grãos/espiga no plantio convencional e de 15,7 a 17,9 fileiras de grãos/espiga no plantio convencional.

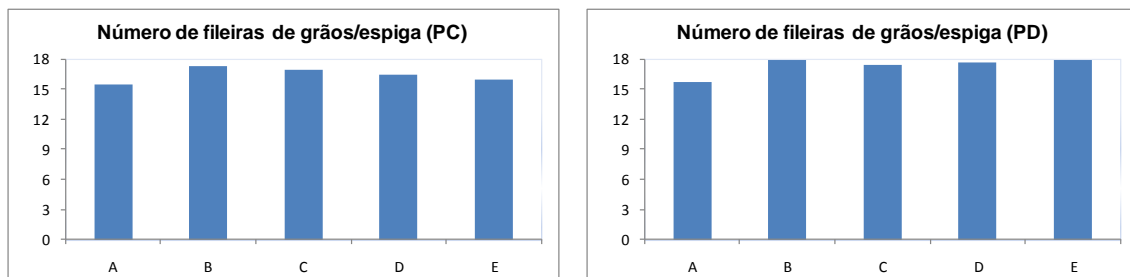


Figura 75. Comportamento da variável número de fileiras de grão/espigas em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

As Figura 76 e 77 apresentam o comportamento da variável número de grãos/espiga e massa de grãos/espiga em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

Os resultados de número de grãos/espiga deste estudo foram superiores aos observados por BORTOLINI et al. (2001), trabalhando com uma dose de 60 kg ha⁻¹ de N, obtiveram resultados diferentes, com 478 grãos por espiga, massa de 1000 grãos de 274 g, e produtividade de 7600 kg ha⁻¹.

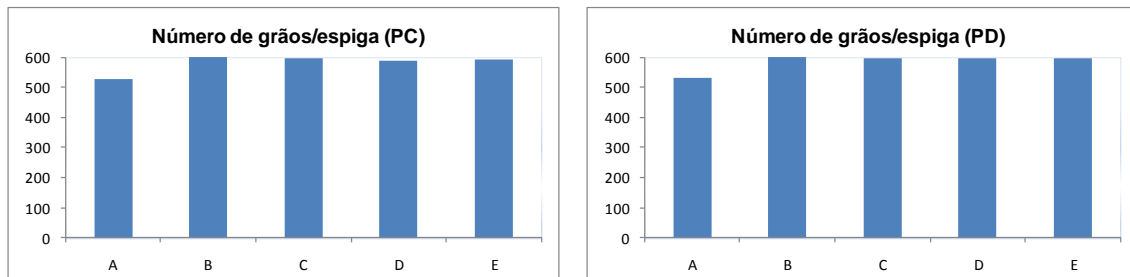


Figura 76. Comportamento da variável número de grãos/espiga em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

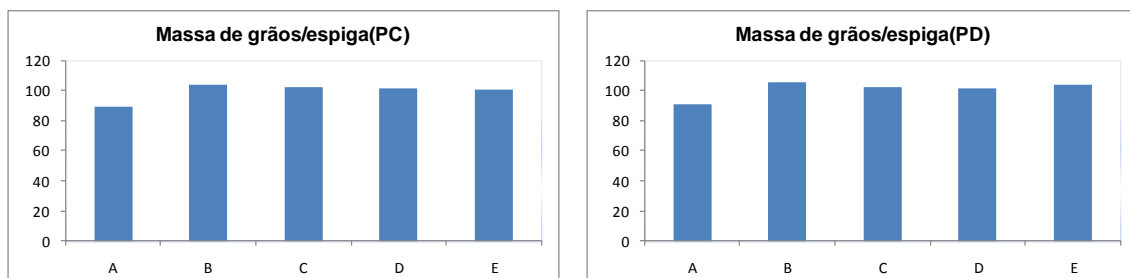


Figura 77. Comportamento da variável massa de grãos/espiga em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

A figura 78 apresenta o comportamento da variável comprimento médio de espiga sem palha em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010

O comprimento da espiga também é um dos principais componentes de produção na definição da produtividade da cultura do milho. OHLAND (2005) afirma que o comprimento, o diâmetro de espiga, o número de espigas por área e a densidade dos grãos são características que aliados ao genótipo determinam o potencial de produtividade.

Estudos desenvolvidos por PEREIRA (2009) mostram que comprimento médio da espiga sem palha variou de 15,25 a 16,75 cm para o sistema de plantio convencional e o sistema de plantio direto, respectivamente. Resultados superiores foram encontrados por OHLAND (2005), o qual, trabalhando com culturas antecessoras para o milho obteve valores de comprimento de espiga da ordem de 19,5 cm.

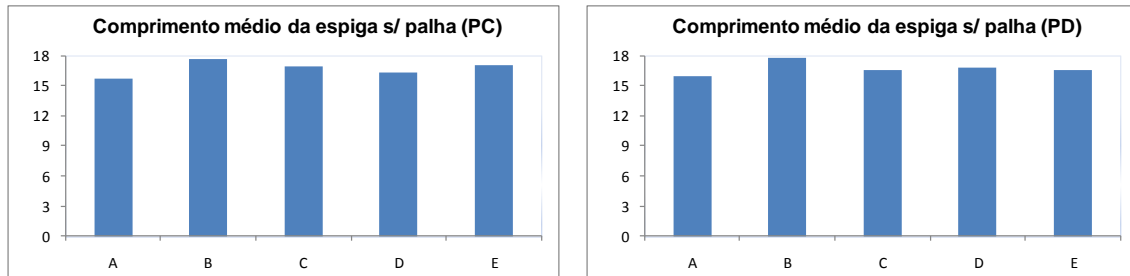


Figura 78. Comportamento da variável comprimento médio de espiga sem palha em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

Os resultados de comprimento de espiga sem palha deste estudo estão de acordo com os autores citados, pois variaram de 15,7 a 16,6 cm para o sistema de plantio convencional e de 16 a 17,8 cm no sistema de plantio direto.

POSSAMAI et al. (2001) relatam que o comprimento maior das espigas em sistema de plantio direto deve-se, provavelmente, à cobertura vegetal inerente a este sistema de manejo, pela diminuição das perdas de água e pelas variações na temperatura do solo.

A Figura 79 apresenta o comportamento da variável massa de 100 grãos em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

A massa de 100 grãos é uma característica influenciada pelo genótipo, pela disponibilidade de nutrientes e pelas condições climáticas durante os estágios de enchimento dos grãos, além dos fatores que controlam a oferta de assimilados para o seu completo enchimento.

Os resultados obtidos por PEREIRA et al., (2009) para esta variável mostraram não haver diferença estatística entre os tratamentos adotados, havendo variação de 29,9 a 31,7g para o integração lavou pecuária e sistema de plantio direto, respectivamente. Resultados similares foram obtidos por CARVALHO et al., (2004) os quais encontraram valores de 28,9 gramas para o SPD e 31,1 para o SPC de preparo do solo. Os resultados obtidos neste estudo corroboram com os autores à cima citados,

variando de 26,0 a 28,9 g para o sistema de plantio convencional e de 27,4 a 32,1g para o sistema de plantio direto.

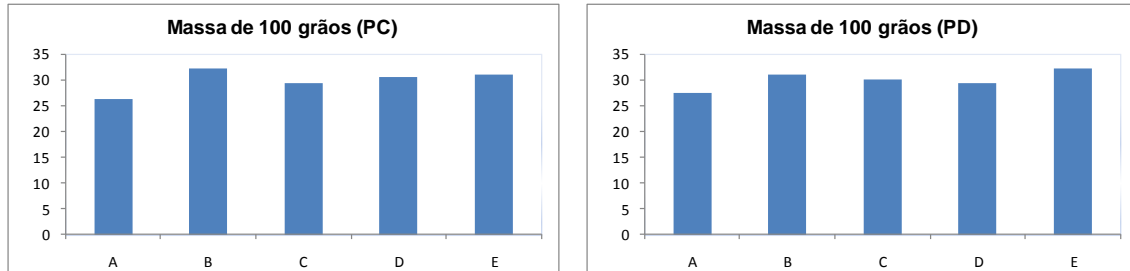


Figura 79. Comportamento da variável massa de 100 grãos em função dos tratamentos aplicados e do sistema de plantio (convencional e direto) de milho safra 2009/2010.

4.3. Etapa III: Composição química-bromatológica, características fermentativas e perdas da silagem de milho

4.3.1. Produtividade de matéria seca

A porcentagem de MS observada na silagem de milho da safinha 2009/2010 no sistema de plantio direto diferiu significativamente para os tratamentos como ainda para a interação tratamento x sistema de plantio ($p < 0,05$), conforme a Tabela 50. Já na silagem de milho safrinha 2009/2010, a porcentagem de matéria seca diferiu apenas para os tratamentos (Tabela 51).

O valor médio de porcentual de MS foi de 30, 83% na safrinha 2009/2010 e de 30,61% na safra 2010, estando de acordo com a classificação proposta por NUSSIO (1991), no qual segundo este autor o milho deveria ser cortado quando a planta inteira apresentasse entre 30 e 37 % MS, ou seja, no ponto em que os grãos estivessem entre as fases de textura pastosa (linha do leite em 1/3) a farináceo-duro (linha do leite em 2/3).

Tabela 50. Porcentagem de matéria seca (MS%) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safrinha de 2009/2010.

| Tratamentos | MS(%) | | F | CV | | |
|-------------|----------------|----------------------|-------|----|---------|----|
| | Plantio direto | Plantio convencional | | | | |
| S | 33,35 | Aa | 34,55 | Aa | 0,88 ns | 3 |
| M | 31,00 | Bb | 33,09 | Aa | 0,42 * | 6 |
| B | 29,74 | Ba | 28,46 | Ca | 2,05 ns | 8 |
| An | 28,67 | Ca | 28,89 | Ca | 1,08 ns | 9 |
| Ae | 29,99 | Ba | 30,60 | Ba | 0,49 ns | 18 |
| F | 2,99* | | 3,79* | | | |
| CV | 25 | | 43 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetto bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 51. Porcentagem de matéria seca (MS%) na silagem de milho, fertirrigado com dejetto bruto de suinocultura, efluentes anaeróbio e aeróbio e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010.

| Tratamentos | MS(%) | | F | CV | | |
|-------------|----------------|----------------------|-------|----|---------|---|
| | Plantio direto | Plantio convencional | | | | |
| S | 31,13 | Ab | 34,98 | Ba | 1,47 * | 5 |
| M | 29,57 | Ab | 32,43 | Aa | 0,03 * | 7 |
| B | 30,19 | Aa | 29,64 | Aa | 0,61 ns | 4 |
| An | 29,87 | Ab | 29,98 | Aa | 2,24 * | 8 |
| Ae | 30,31 | Aa | 28,06 | Aa | 2,79 ns | 9 |
| F | 4,66ns | | 3,14* | | | |
| CV | 22 | | 37 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetto bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

As porcentagens de matéria seca observada nesta pesquisa corroboram com os resultados observados por CESARINO (2006), o qual encontrou resultados médios de matérias seca variando de 31,47 a 32,87%.

4.3.2. Valores de pH

Os valores de pH da silagem confeccionadas com plantas inteiras de milho em sistema de plantio direto e plantio convencional tanto na safrinha 2009/2010 e na safra 2010, não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos e na interação tratamento x sistema de plantio (Tabelas 52 e 53).

Tabela 52. Valores de pH na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010.

| Tratamentos | pH | | | | F | CV |
|-------------|----------------|----|----------------------|----|---------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| S | 4,03 | Aa | 4,09 | Aa | 1,03 ns | 5 |
| M | 4,08 | Aa | 4,12 | Aa | 0,68 ns | 3 |
| B | 4,03 | Aa | 4,07 | Aa | 0,42 ns | 3 |
| An | 4,11 | Aa | 4,14 | Aa | 2,75 ns | 2 |
| Ae | 4,03 | Aa | 4,08 | Aa | 1,01 ns | 10 |
| F | 3,86ns | | 4,59ns | | | |
| CV | 4 | | 6 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbios, Ae- efluente aeróbios, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 53. Valores de pH na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010.

| Tratamentos | pH | | | | F | CV |
|-------------|----------------|----|----------------------|----|--------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| S | 4,09 | Aa | 4,18 | Aa | 0,01ns | 6 |
| M | 4,13 | Aa | 4,19 | Aa | 1,30ns | 4 |
| B | 4,13 | Aa | 4,01 | Aa | 0,05ns | 3 |
| An | 4,21 | Aa | 4,01 | Aa | 0,48ns | 3 |
| Ae | 3,95 | Aa | 4,12 | Aa | 1,60ns | 4 |
| F | 5,24ns | | 3,24ns | | | |
| CV | 7 | | 5 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbios, Ae- efluente aeróbios, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os valores de pH observados nesta pesquisa encontram-se dentro da faixa esperada para uma silagem bem conservada (3,8 a 4,2), porém, é importante ressaltar que o pH de estabilidade, juntamente com a velocidade com que se declina durante o processo fermentativo, pode determinar os tipos de microrganismos capazes de crescer e dominar o ambiente (McDONALD et al., 1991).

Os valores de pH das silagens produzidas nesta pesquisa foram superiores aos encontrados por MUCK (2004) em silagem de milho (3,82) produzida sem inoculante e com densidade de compactação de 173 kg de MS/m³.

NUSSIO (2001) relatou que as silagens de milho de boa qualidade apresentam pH ideal na faixa de 3,7 a 4,2. Entretanto segundo WOODFORD (1972), o valor de pH não pode ser tomado isoladamente como critério para avaliação da fermentação, pois a inibição de fermentações secundárias depende mais da velocidade de abaixamento da concentração iônica e da umidade do meio do que do pH final do produto.

4.3.3. Proteína Bruta

Observou-se que a porcentagem de proteína bruta variou de 5,46 a 7,10% com média geral de 6,65% nos dois sistemas de plantio na safrinha de 2009/2010 (Tabela 54) e de 5,00 a 7,35% com média geral de 6,54% nos dois sistemas de plantio na safra 2010 (Tabela 55). Os valores foram semelhantes aos relatados por CESARINO (2006), que obteve variação para essa característica entre 4,7 a 7,8%.

Tabela 54. Porcentagem de proteína bruta (PB%) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safrinha de 2009/2010.

| Tratamentos | PB | | | | F | CV |
|-------------|----------------|----|----------------------|----|--------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| S | 5,48 | Ba | 5,46 | Ba | 0,45ns | 7 |
| M | 7,10 | Aa | 6,76 | Aa | 2,32ns | 8 |
| B | 6,56 | Aa | 6,87 | Aa | 0,20ns | 6 |
| An | 6,96 | Aa | 6,48 | Aa | 0,35ns | 4 |
| Ae | 7,00 | Aa | 6,86 | Aa | 0,15ns | 8 |
| F | 2,93* | | 1,16* | | | |
| CV | 9 | | 6 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbico, Ae- efluente aeróbico, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Verificou-se que a porcentagem de proteína bruta foi influenciada significativamente pelos tratamentos, pois o milho que não recebeu nenhum tipo de adubação diferiu significativamente dos demais, apresentando a menor porcentagem de proteína bruta.

De forma geral as porcentagens de proteína bruta na MS observados nesta pesquisa estão inferiores ao mínimo exigido, cujo valor é 7 % na dieta, conforme relatado por CHURCH (1988). Os valores de PB encontrados nesta pesquisa estão de acordo com QUADROS et al. (1994), onde encontraram valores de PB variando de 5,1% a 6,5% para milho

Tabela 55. Porcentagem de proteína bruta (PB%) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbio e aeróbio e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010.

| Tratamentos | PB (%) | | | | F | CV |
|-------------|----------------|----|----------------------|----|--------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| S | 5,00 | Ca | 5,87 | Bb | 2,78* | 7 |
| M | 6,33 | Ba | 6,84 | Aa | 2,30ns | 5 |
| B | 5,91 | Ba | 6,76 | Ab | 0,858 | 2 |
| An | 7,20 | Aa | 7,02 | Aa | 0,19ns | 8 |
| Ae | 7,35 | Aa | 7,12 | Aa | 1,34ns | 2 |
| F | 5,44* | | 3,94* | | | |
| CV | 16 | | 13 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Apesar de não observar diferença significativa entre os demais tratamentos, exceto para a testemunha, o tratamento que apresentou maior porcentagem de PB, na safra 2009/2010 foi a adubação mineral, já para o a silagem de milho (safra 2010), o tratamento com efluente aeróbio foi o que apresentou maior porcentagem de proteína bruta.

As médias gerais das porcentagens de proteína bruta na MS observados nesta pesquisa estão inferiores ao mínimo exigido para o normal funcionamento ruminal, cujo valor é 7 % na dieta, conforme relatado por CHURCH (1988).

CESARINO (2006) adubando dois cultivares de milho para silagem com dejetos líquidos de suíno, em três lâminas diferentes (50; 100 e 150 m³/ha), observou porcentagem média de proteína bruta na MS semelhante as encontradas nesta pesquisa (5,49%).

4.3.4. Nitrogênio amoniacal em relação ao nitrogênio total

Os teores de NH_3/NT para as duas épocas de plantio e os dois sistemas de plantio apresentaram diferenças significativas apenas para os tratamentos. O milho adubado com efluente aeróbio, na safrinha 2009/2010, foi o que resultou na silagem com menor relação NH_3/NT , com média geral de 1,93%, diferindo significativamente dos demais tratamentos (Tabela 56).

Tabela 56. Porcentagem de nitrogênio amoniacal em relação ao nitrogênio total (NH_3/NT) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbio e aeróbio e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safrinha de 2009/2010.

| Tratamentos | NH_3/NT (%) | | | | F | CV |
|-------------|-----------------------------|----|----------------------|----|--------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| S | 3,65 | Aa | 3,63 | Aa | 2,40ns | 3 |
| M | 3,18 | Ba | 3,20 | Ba | 2,97ns | 3 |
| B | 3,20 | Ba | 3,20 | Ba | 0,28ns | 8 |
| An | 2,80 | Ba | 2,75 | Ba | 1,13ns | 8 |
| Ae | 1,95 | Ca | 1,91 | Ca | 0,89ns | 3 |
| F | 1,51* | | 1,26* | | | |
| CV | 4 | | 9 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na safra 2010, a silagem que apresentou menor relação NH_3/NT , com média geral de 2,07%, foi a que recebeu a adubação com efluente aeróbio, não diferindo significativamente do tratamento com efluente anaeróbio (Tabela 57).

O teor de nitrogênio amoniacal (N-NH_3), em comparação ao de nitrogênio total, é um dos parâmetros que designa a qualidade do processo fermentativo. Uma das principais alterações na ensilagem é o aumento do nitrogênio amoniacal, que é afetado pela ação de microrganismos.

Tabela 57. Porcentagem de nitrogênio amoniacal em relação ao nitrogênio total (NH_3/NT) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbio e aeróbio e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010.

| Tratamentos | NH_3/NT | F | CV |
|-------------|-------------------------|---|----|
|-------------|-------------------------|---|----|

| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
|----|----------------|----|----------------------|----|--------|---|
| S | 3,75 | Aa | 3,63 | Aa | 2,06ns | 3 |
| M | 3,48 | Aa | 3,20 | Aa | 1,59ns | 4 |
| B | 3,52 | Aa | 3,20 | Aa | 1,15ns | 6 |
| An | 2,98 | Ba | 2,98 | Ba | 4,03ns | 4 |
| Ae | 2,23 | Ba | 1,91 | Ba | 4,76ns | 3 |
| F | 0,31* | | 1,51* | | | |
| CV | 19 | | 12 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Desta forma, na silagem de milho safrinha 2009/2010 e safra 2010, tanto no sistema de plantio direto como no sistema de plantio convencional, a silagem que apresentou menor ação de microorganismos indesejáveis foi a silagem que teve o milho adubado com efluente aeróbio.

Mesmo havendo diferenças significativas entre os tratamentos, os teores de N-NH₃ em relação ao N total de todas as silagens são considerados baixos e indicam que, sob este aspecto, a fermentação foi adequada e esses valores foram menores que os obtidos por SENGER et al. (2005) em silagens bem compactadas com 28% de MS (7,4% do NT).

Os valores de N-NH₃/N_{total} obtidos nas silagens de milho, do sistema de plantio direto e convencional na safrinha 2009 e na safra 2009/2010, permite classificar as silagens estudadas, segundo McDONALD et al. (1991), como muito boas, uma vez que os valores obtidos para esse parâmetro foram inferiores a 10%.

O N-NH₃ de silagem é um real indicador da magnitude da atividade proteolítica dos clostrídios, uma vez que é produzido em pequenas quantidades por outros microrganismos da silagem e das enzimas da planta (JOBIM et al., 2005).

4.3.5. Fibra em detergente neutro

Os valores observados para FDN apresentaram diferenças significativas para os tratamentos, e não apresentaram diferenças significativas para a interação tratamento x sistema de plantio.

Tanto na silagem de milho safrinha 2009/2010 (Tabela 58) como na silagem de milho safra 2010 (Tabela 59), foi observado menor valor de FDN para o tratamento em que se utilizou a adubação com o efluente aeróbio, diferindo significativamente apenas da testemunha sem adubação.

A média geral da porcentagem de FDN das silagens nesta pesquisa foi considerada relativamente alta sendo de 56,37% para silagem de milho na safrinha 2009/2010 e de 54,87% na silagem de milho safra 2010, pois segundo Van Soest (1994), valores de FDN superiores a 55-60% da MS são negativamente correlacionados como consumo de forragem pelos animais. No entanto esses valores encontrados nesta pesquisa foram semelhantes aos de ALVAREZ (2004) trabalhando com diferentes híbridos comerciais e mais indicados na região para ensilagem.

Tabela 58. Porcentagem de fibra em detergente neutro (FDN) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbio e aeróbio e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safrinha de 2009/2010.

| Tratamentos | FDN (%) | | F | CV |
|-------------|----------------|----------------------|-----------|----|
| | Plantio direto | Plantio convencional | | |
| S | 61,54 | Aa 59,36 | Aa 1,61ns | 46 |
| M | 55,91 | Ba 56,37 | Ba 0,92ns | 13 |
| B | 56,11 | Ba 55,80 | Ba 1,39ns | 29 |
| An | 54,31 | Ba 55,87 | Ba 0,27ns | 30 |
| Ae | 52,41 | Ba 53,98 | Ba 1,14ns | 41 |
| F | 6,31* | 5,84* | | |
| CV | 92 | 104 | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os valores de FDN obtidos neste estudo são semelhantes aos encontrados na literatura brasileira, que variam entre 40 e 70% (PENATI, 1995; SILVA, 1998; MELO et al., 1999; FONSECA, 2000).

Esses valores são considerados muito elevados quando comparados com aqueles obtidos nos Estados Unidos, onde as cultivares desenvolvidas para produção de silagem apresentam valores abaixo de 45% de FDN (ALLEN et al., 1990). Em

contraste a esses dados, COORS et al. (1994) encontraram valores entre 45,20 e 50,20% para FDN.

Os maiores valores de FDN observados nas duas épocas de plantio encontra-se no tratamento testemunha sem adubação, os quais diferiram significativamente para os demais tratamentos.

Tabela 59. Porcentagem de fibra em detergente neutro (FDN) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbio e aeróbio e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010.

| Tratamentos | FDN (%) | | F | CV |
|-------------|----------------|----------------------|------------|----|
| | Plantio direto | Plantio convencional | | |
| S | 59,13 | Aa 60,45 | Aa 14,96** | 38 |
| M | 52,45 | Ba 54,34 | Ba 18,64** | 83 |
| B | 54,89 | Ba 55,7 | Ba 1,21ns | 64 |
| An | 54,98 | Ba 56,19 | Ba 25,64** | 9 |
| Ae | 51,23 | Ba 50,51 | Ca 1,46ns | 17 |
| F | 6,41* | 5,37* | | |
| CV | 92 | 105 | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Essa característica também é muito importante na avaliação de cultivares para silagem, pois corresponde às frações de celulose, hemicelulose e lignina e também apresenta correlação negativa com a digestibilidade da MS.

4.3.6. Fibra em detergente ácido

Os valores observados de FDA nesta pesquisa apresentaram diferenças significativas apenas entre os tratamentos. Os menores valores de FDA foram observados para o tratamento com adubação com efluente aeróbio tanto para as duas épocas de plantio como para os dois sistemas de plantio (Tabelas 60 e 61), diferindo significativamente dos demais tratamentos.

Tabela 60. Porcentagem de fibra em detergente ácido (FDA) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbio e aeróbio

e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safrinha de 2009/2010.

| Tratamentos | FDA (%) | | F | CV | | |
|-------------|----------------|----------------------|-------|----|---------|----|
| | Plantio direto | Plantio convencional | | | | |
| S | 39,73 | Aa | 37,41 | Aa | 4,66ns | 60 |
| M | 35,39 | Ba | 37,61 | Aa | 14,32ns | 43 |
| B | 36,00 | Ba | 35,01 | Aa | 18,11ns | 38 |
| An | 33,97 | Ba | 32,39 | Ba | 0,28ns | 30 |
| Ae | 30,11 | Ca | 31,7 | Ba | 4,42ns | 85 |
| F | 3,88* | | 1,04* | | | |
| CV | 17 | | 23 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetto bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A média geral da porcentagem de FDA encontrados nesta pesquisa são de 34,96% para a silagem de milho safrinha 2009/2010 e de 34,56% para a silagem de milho safra 2010, sendo consideradas altas conforme relatado por FANCELLI & DOURADO NETO (2000) que consideraram como ideal de FDA para a silagem de milho, um teor em torno de 30% ou inferior a este valor.

Porém os valores obtidos nesta pesquisa estão de acordo com os encontrados por NUSSIO (1991), PENATI (1995) e SILVA (1998), que foram entre 23 e 40%. Por outro lado, esses dados são superiores àqueles obtidos por ALLEN *et al.* (1990), WOLF *et al.* (1993a) e FERRET *et al.* (1997), que observaram valores entre 16 e 32%.

Tabela 61. Porcentagem de fibra em detergente ácido (FDA) na silagem de milho, fertirrigado com dejetto bruto de suinocultura, efluentes anaeróbio e aeróbio e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010.

| Tratamentos | FDA (%) | | F | CV | | |
|-------------|----------------|----------------------|-------|----|---------|----|
| | Plantio direto | Plantio convencional | | | | |
| S | 38,39 | Aa | 37,41 | Aa | 6,22ns | 79 |
| M | 33,89 | Cb | 37,61 | Aa | 15,08* | 65 |
| B | 35,90 | Ba | 37,12 | Aa | 10,01ns | 66 |
| An | 31,77 | Ca | 32,00 | Ba | 0,79 ns | 34 |
| Ae | 31,39 | Ca | 30,09 | Ca | 2,82 ns | 79 |
| F | 2,11* | | 1,24* | | | |
| CV | 15 | | 10 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetto bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A FDA (fibra em detergente ácido) indica a porção da parede celular não digestível, já que esta contém a maior proporção de lignina, sendo assim, é um indicador da digestibilidade e do valor energético da silagem.

Quanto menor a porcentagem de FDA, maior a digestibilidade e o valor energético da silagem, desta forma, em relação a porcentagem de FDA, a silagem que apresentou melhor valor energético e maior digestibilidade foi a silagem que teve o milho adubado com efluente aeróbio, tanto para as duas épocas de semeadura como para os dois sistemas de plantio (direto e convencional).

4.3.7. Lignina

Para porcentagem de lignina ocorreu diferença significativa somente para os tratamentos que receberam adubação tanto na silagem de milho safrinha 2009/2010 como a silagem de milho safra 2010 (Tabelas 62 e 63). A silagem de milho que não recebeu adubação e a silagem de milho que recebeu adubações mineral diferiram significativamente dos demais tratamentos.

A lignina é a fração da fibra indigestível, indicando assim a quantidade de fibra que não é digerida. Além disso, também é um indicador do valor energético do material, ou seja, quanto menor a porcentagem de lignina, maior seria o valor energético da forragem (CRUZ, 1998).

Tabela 62. Porcentagem de lignina na silagem de milho, fertirrigado com dejetos brutos de suinocultura, efluentes anaeróbio e aeróbio e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safrinha de 2009/2010.

| Tratamentos | LIGNINA (%) | | F | CV | | |
|--------------------|----------------|----------------------|-------|----|---------|---|
| | Plantio direto | Plantio convencional | | | | |
| Testemunha | 6,29 | Aa | 5,98 | Aa | 3,74ns | 5 |
| Adubação mineral | 4,68 | Ba | 4,67 | Ba | 11,20ns | 9 |
| Dejeto bruto | 7,01 | Aa | 6,93 | Aa | 11,04ns | 9 |
| Efluente anaeróbio | 4,57 | Ba | 4,98 | Ba | 8,13ns | 2 |
| Efluente aeróbio | 4,21 | Ba | 4,39 | Ba | 5,07ns | 3 |
| F | 4,75* | | 1,63* | | | |
| CV | 11 | | 14 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos brutos, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Desta forma, a silagem que apresentou melhor maior digestibilidade e maior valor energético, com base na porcentagem de lignina, foi a silagem de milho que teve como tratamento a adubação com efluente aeróbio.

Tabela 63. Porcentagem de lignina na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbio e aeróbio e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010.

| Tratamentos | LIGNINA (%) | | F | CV | | |
|-------------|----------------|----------------------|-------|----|--------|---|
| | Plantio direto | Plantio convencional | | | | |
| S | 5,97 | Aa | 5,98 | Aa | 3,14ns | 8 |
| M | 4,32 | Ba | 4,67 | Ba | 1,98ns | 5 |
| B | 5,51 | Aa | 5,59 | Aa | 4,81ns | 5 |
| An | 4,68 | Ba | 4,31 | Ba | 0,83ns | 4 |
| Ae | 4,09 | Ba | 4,27 | Ba | 2,85ns | 6 |
| F | 2,18* | | 1,81* | | | |
| CV | 24 | | 12 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os resultados observados nesta pesquisa foram semelhantes aos encontrados por ROSA et al.(2004) que ao avaliar diferentes híbridos de milho para ensilagem, encontraram valores variando de 4,79 a 5,96% de lignina na MS, porém foram superiores aos encontrados por FILYA (2004), que encontrou para silagem de milho, valores variando de 2,1 a 4,0% de lignina. ALFAYA et al. (2002) encontraram valores de lignina variando de 4,4% a 4,7% para as culturas do milho e do sorgo, respectivamente.

4.3.8. Cinzas

A adubação com dejetos bruto e o efluente aeróbio diferiram significativamente para os sistemas de plantio direto e sistema de plantio convencional na silagem de milho safrinha 2009/2010 (Tabela 64), já na safra 2010, apenas a silagem de milho adubada com efluente aeróbio apresentou diferença significativa entre os sistemas de plantio (Tabela 65).

Tabela 64. Porcentagem de cinza na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010.

| Tratamentos | CINZA (%) | | | | F | CV |
|-------------|----------------|----|----------------------|----|---------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| S | 4,13 | Aa | 4,34 | Aa | 1,29ns | 13 |
| M | 3,37 | Ba | 3,49 | Ba | 1,45ns | 16 |
| B | 3,07 | Bb | 3,92 | Aa | 18,11* | 15 |
| An | 3,14 | Ba | 3,59 | Ba | 14,57ns | 14 |
| Ae | 3,56 | Bb | 4,03 | Aa | 1,95ns | 13 |
| F | 2,62* | | 1,40* | | | |
| CV | 25 | | 16 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbios, Ae- efluente aeróbios, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 65. Porcentagem de cinza na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010.

| Tratamentos | CINZA (%) | | | | F | CV |
|-------------|----------------|----|----------------------|----|---------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| S | 4,28 | Aa | 4,05 | Aa | 1,07ns | 17 |
| M | 3,14 | Ba | 3,44 | Ba | 1,81ns | 10 |
| B | 3,25 | Ba | 3,37 | Ba | 7,04ns | 11 |
| An | 3,33 | Ba | 3,21 | Ba | 86,33ns | 19 |
| Ae | 3,39 | Bb | 4,19 | Aa | 15,9ns | 11 |
| F | 1,76* | | 2,91* | | | |
| CV | 29 | | 18 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbios, Ae- efluente aeróbios, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os valores encontrados para cinzas nesta pesquisa foram semelhantes aos encontrados por FILYA (2004) onde observou valores variando de 3,8 a 4,4% e por ROSA et al. (2004) que encontrou valores que variaram de 3,61 a 4,55%.

4.3.9. Digestibilidade *in vitro* da matéria seca

A digestibilidade *in vitro* da MS variou de 52,87%, nas silagens de milho na safra 2009/2010 (Tabela 66) a 50,81% nas silagens de milho safra 2010 (Tabela 67).

Observou-se que o tratamento que recebeu efluente apresentou um maior coeficiente de DIVMS tanto no plantio direto (55,31%) e convencional (56,81%) da

safrinha 2009/2010 como no plantio direto (51,11%) e convencional (55,29%) da safra 2010.

Tabela 66. Porcentagem de digestibilidade *in vitro* da matéria seca na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2009/2010.

| Tratamentos | DIVMS (%) | | | | F | CV |
|-------------|----------------|----|----------------------|----|---------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| S | 52,31 | Aa | 54,13 | Aa | 6,12ns | 26 |
| M | 53,11 | Ab | 56,13 | Aa | 2,62* | 50 |
| B | 48,7 | Ba | 50,13 | Ba | 1,04ns | 24 |
| An | 49,91 | Bb | 52,15 | Ba | 10,88** | 46 |
| Ae | 55,31 | Aa | 56,81 | Aa | 13,99ns | 34 |
| F | 1,69* | | 2,97* | | | |
| CV | 13 | | 25 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbico, Ae- efluente aeróbico, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 67. Porcentagem de digestibilidade *in vitro* da matéria seca na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010.

| Tratamentos | DIVMS (%) | | | | F | CV |
|---------------------|----------------|----|----------------------|----|--------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| Testemunha | 48,81 | Aa | 49,13 | Ba | 0,81ns | 57 |
| Adubação mineral | 50,18 | Ab | 53,59 | Aa | 0,94* | 50 |
| Dejetos bruto | 49,12 | Aa | 50,33 | Ba | 0,89ns | 68 |
| Efluente anaeróbico | 48,42 | Ab | 52,15 | Aa | 1,26* | 58 |
| Efluente aeróbico | 51,11 | Ab | 55,29 | Aa | 0,98* | 31 |
| F | 1,96ns | | 2,61ns | | | |
| CV | 18 | | 11 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbico, Ae- efluente aeróbico, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Este resultado pode ser explicado pelo fato das silagens deste tratamento apresentar menor percentual de FDN e FDA, visto que o FDN corresponde frações de celulose, hemicelulose e lignina, apresentando correlação negativa com a digestibilidade da MS e o FDA indica a porção da parede celular não digestível, já que esta contém a maior proporção de lignina.

Os valores observados nesta pesquisa, foram semelhantes aos relatados por CESARINO (2006) que foram da ordem de 51,67 % para silagem de milho. Por outro lado, os valores observados nesta pesquisa, foram inferiores aos relatados por ALMEIDA FILHO (1996) que foram da ordem de 53,45 % para silagem de milho.

4.3.10. Perdas e características fermentativas

4.3.10.1. Perdas por gás

A porcentagem de perda por gás da silagem confeccionadas com plantas inteiras de milho em sistema de plantio direto e plantio convencional tanto na safrinha 2009/2010 e na safra 2010, não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos e a interação tratamento x sistema de plantio (Tabelas 68 e 69).

Tabela 68. Porcentagem de perda por gás (PG) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos brutos de suinocultura, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safrinha de 2009/2010.

| Tratamentos | PG | | F | CV | | |
|-------------|----------------|----------------------|--------|----|---------|---|
| | Plantio direto | Plantio convencional | | | | |
| S | 8,72 | Aa | 8,63 | Aa | 4,19ns | 3 |
| M | 12,22 | Aa | 11,89 | Aa | 0,23ns | 8 |
| B | 13,81 | Aa | 12,15 | Aa | 1,86ns | 4 |
| An | 9,86 | Aa | 9,46 | Aa | 2,39ns | 8 |
| Ae | 9,44 | Aa | 9,56 | Aa | 11,52ns | 6 |
| F | 0,27ns | | 0,07ns | | | |
| CV | 19 | | 17 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos brutos, An- efluentes anaeróbios, Ae- efluente aeróbios, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O efeito do teor de umidade na produção de gás é amplamente citado na literatura, sendo que diversos autores estudaram leguminosas e gramíneas, e obtiveram diminuição na produção à medida que o teor de matéria seca aumentou (JONES et al., 1990; REYNOLDS e WILLIAMS, 1995; JONES e JONES, 1995; FRANSEN e STRUBI, 1998; HAIGH, 1999 e IGARASI, 2002).

Tabela 69. Porcentagem de perda por gás (PG) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010.

| Tratamentos | PG | | | | F | CV |
|-------------|----------------|----|----------------------|----|---------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| S | 10,58 | Aa | 9,84 | Aa | 13,28ns | 6 |
| M | 9,93 | Aa | 14,23 | Aa | 2,61ns | 6 |
| B | 10,31 | Aa | 13,51 | Aa | 1,85ns | 6 |
| An | 9,47 | Aa | 10,64 | Aa | 0,22ns | 5 |
| Ae | 9,79 | Aa | 10,49 | Aa | 4,07ns | 8 |
| F | 2,83ns | | 2,17ns | | | |
| CV | 11 | | 18 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetos bruto, An- efluentes anaeróbico, Ae- efluente aeróbico, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Mesmo não apresentando diferença significativa, o tratamento testemunha da silagem de milho safrinha 2009/2010 apresentou a menor porcentagem de perdas por gás, fato este que pode ser justificado por esta silagem apresentar o maior teor de MS.

4.3.10.2. Perdas por efluente

A porcentagem de perdas por efluente diferiram significativamente para o tratamento e ainda para interação tratamento x sistema de plantio, tanto para silagem de milho safrinha 2009/2010 quanto para silagem de milho safra 2010 (Tabelas 70 e 71).

Tabela 70. Porcentagem de perda por efluente (PE) na silagem de milho, fertirrigado com dejetos bruto de suinocultura, efluentes anaeróbico e aeróbico e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safrinha de 2009/2010.

| Tratamentos | PE (%) | | | | F | CV |
|-------------|----------------|----|----------------------|----|---------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| S | 9,00 | Aa | 7,60 | Ab | 19,8* | 7 |
| M | 6,20 | Ba | 6,29 | Ba | 13,00ns | 22 |
| B | 6,36 | Ba | 6,06 | Ba | 4,92ns | 12 |
| An | 3,28 | Ca | 3,34 | Ca | 5,48ns | 13 |
| Ae | 5,96 | Ba | 5,87 | Ba | 0,13 ns | 18 |
| F | 1,07* | | 2,65* | | | |

| CV | 17 | 23 |
|--|----|----|
| S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetto bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. | | |

Tabela 71. Porcentagem de perda por efluente (PE) na silagem de milho, fertirrigado com dejetto bruto de suinocultura, efluentes anaeróbio e aeróbio e adubação química em sistema de plantio direto e convencional na safra de 2010.

| Tratamentos | PE | | | | F | CV |
|-------------|----------------|----|----------------------|----|---------|----|
| | Plantio direto | | Plantio convencional | | | |
| S | 9,80 | Aa | 7,45 | Ab | 13,5* | 4 |
| M | 5,66 | Ba | 6,34 | Ba | 10,73ns | 12 |
| B | 5,70 | Ba | 6,17 | Ba | 6,37ns | 6 |
| An | 3,84 | Cb | 4,94 | Ca | 0,48* | 9 |
| Ae | 6,33 | Ba | 4,67 | Cb | 0,55* | 5 |
| F | 0,93* | | 0,04* | | | |
| CV | 14 | | 13 | | | |

S- testemunha, M- adubo mineral, B- dejetto bruto, An- efluentes anaeróbio, Ae- efluente aeróbio, Médias seguidas por letras maiúsculas na linha e minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Observou-se que a para nas duas épocas de plantio a silagem de milho que apresentou maior perda por efluente foi a do milho do tratamento testemunha, onde não recebeu nenhum tipo de adubação diferindo significativamente dos demais tratamentos.

Segundo NUSSIO et al. (2002) as perdas por efluente representam decréscimo do valor nutricional da silagem e riscos de poluição ambiental. Desta forma, a silagem do milho do tratamento testemunha foi a que apresentou maior decréscimo do valor nutritivo.

Por outro lado, a silagem que apresentou menor perda por efluente foi a que recebeu tratamento com efluente anaeróbio, sendo assim, podendo ser considerada a silagem, considerando o parâmetro perda por efluente, a que apresentou melhor valor nutritivo para a alimentação de animais.

V-CONCLUSÕES

O sistema de tratamento anaeróbio UASB em dois estágios (R1 e R2) e o sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio (UASB+RSB) foi eficiente na remoção de DQO e sólidos suspensos, possibilitando nas condições operacionais impostas,

alcançar valores médios de remoção de até 99%. A maior parte da remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos ocorreu no R1 dos sistemas de tratamento.

Tendo em vista que o principal objetivo pretendido deste estudo é aprimorar as remoções de DQO, sólidos, nutrientes e coliformes, pode-se concluir que tanto o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (UASB) como o sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio-anóxico (UASB+RSB), são eficientes nas remoções de DQO, sólidos, nutrientes e coliformes .

A aplicação de águas residuárias de suinocultura pode ser utilizada na cultura do milho para silagem promovendo incrementos no crescimento da cultura sem ocasionar alteração no teor de nitrogênio e fósforo na matéria seca das plantas.

A adubação de plantio e cobertura na cultura de milho para produção de silagem, com águas residuárias de suinocultura proporcionou resultados satisfatórios da composição químico-bromatológica e características fermentativas da silagem de milho.

A adubação com águas residuárias de suinocultura, tratados em sistemas anaeróbios e anaeróbios-aeróbios pode ser viável, reduzindo os custos com a adubação mineral, mantendo a mesma qualidade de silagem e garantindo os limites de contaminação microbiológicos do solo.

Desta forma, pode-se concluir que a substituição da adubação química na cultura de milho por águas residuárias de suinocultura é satisfatória, pois os resultados obtidos neste estudo, comprovam a eficiência do uso de águas residuárias de suinocultura como adubo.

A aplicação de dejetos bruto de suíno, efluentes anaeróbios e aeróbios e adubo mineral não afetaram de forma negativamente os atributos avaliados na fertilidade do solo.

Em virtude da elevada fertilidade dos solos neste estudo, não foi possível verificar mudanças significativas na qualidade nutricional da cultura de milho com a substituição dos fertilizantes minerais por águas residuária de suinocultura bruta e tratada.

A contaminação do solo e plantas, e a exposição de pessoas e animais à patógenos é consideravelmente menor ao utilizar-se os efluentes tratados, mesmo quando aplicados em doses muito maiores relativamente ao dejetos bruto de suínos.

Para as doses dos efluentes tratados neste estudo, sob as condições de clima e solo avaliadas, ocorreu considerável diminuição da contagem de coliformes termotolerantes no solo nos primeiros quinze dias da aplicação, e em geral a ausência foi verificada aos 30 dias.

A aplicação de resíduos animais como fertilizante nos solos nos permite uma série de estudos, utilizando não somente resíduos provenientes da suinocultura mas também de outros dejetos de origem animal e atividades agroindustriais. Pesquisas em logo prazo sobre este assunto, vão possibilitar a obtenção de informações importantes para a maior segurança no manejo destes resíduos.

VI- REFERENCIAS

ALFAYA, H. et al. Estudo comparativo de silagens de híbridos de sorgo (*Sorghum bicolor* L. MOENCH). II Valor nutritivo. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 39., 2002, Recife. Anais... Recife: SBZ, 2002. 1 CD.

ALLEN, M. All corn silage is not created equal. Fort Atkinson: Hord's Dairyman, 1990. 766p.

ALMEIDA FILHO, S.L. Avaliação de cultivares de milho (*Zea mays* L.) para silagem. Viçosa: UFV, 1996. 53p. Tese Mestrado

ALVAREZ, C.G.D. Densidade de semeadura e espaçamento entre fileiras na produção de forragem e grãos de milho. 2004. 59f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; AITA, C. Recomendação de adubação nitrogenada para o milho no RS e SC adaptada ao uso de culturas de cobertura do solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.241-248, 2002.

AMARAL, C. M. C.; AMARAL L. A.; JÚNIOR, J. L.; NASCIMENTO, A. A.; FERREIRA, D. S. & MACHADO M. R. F. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica**. Ciência Rural, Santa Maria, 2004.

AMARAL, C. M. C.; AMARAL L. A.; JÚNIOR, J. L.; NASCIMENTO, A. A.; FERREIRA, D. S. & MACHADO M. R. F. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica**. Ciência Rural, Santa Maria, 2004.

ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; CUNHA, F.; MATSUO, M. S.; & ZACARIM, C. E.. **Eficiência energética de sistema de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, 2006.

ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; CUNHA, F.; MATSUO, M. S.; & ZACARIM, C. E.. **Eficiência energética de sistema de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, 2006.

ANUALPEC: **Anuário da pecuária brasileira**. São Paulo: Instituto FNP, p.257-271, 2010.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18th. Washington, 1998.

BANZATO, D. A.; KRONKA, S. do N. Experimentação agrícola. 3^a ed. Jaboticabal: FUNEP, 247 p. 1995.

BARCELLOS, L. A. R. **Avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de bovinos**. 1992. 108 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria.

BICHUETTE, A.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de, Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de

lodo (UASB) em dois estágios. In. IX Taller y Simpósio Latino Americano de digestión anaeróbia, Isla de Pascoa, Chile, p. 374 a 379, 2008.

BLEY JUNIOR, C. Instalações para tratamento de dejetos. In: Ciclo de Palestras sobre Dejetos de Suínos, Manejo e Utilização, do Sudeste Goiano, 1, 1997, Rio Verde. Anais. Rio Verde: Fundação do Ensino Superior de Rio Verde, ESUCARV. 1997. p. 48-68.

BLEY JUNIOR; BREMMER, J. M. Nitrogen-total. In: SPARKS, D. L.; PAGE, A. L.; HELMKE, P. A.; LOEPPERT, R. H.; SOLTANPOUR, P. N.; TABATABAI, M. A.; JOHNSTON, C. T., SUMMER, M. E. (Eds). Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods. Madison, WI., **Soil Science Society of America**, 1996. p. 1085-1121. (Book series, 5).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

BREMMER, J. M.; KEENEY, D. R. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 3. Exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite by extraction-distillation methods. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 30,p.577-582, 1996.

BULISANI, E. A. *et al.* Milho: fatores de produção e qualidade. Campinas: Fundação Cargill, 1987. 326 p.

CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. ; FURLANI, A. M. C. (Eds) **Boletim técnico 100: recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 1997. cap. 13, p. 45-72.

CESARINO, R.O. Milho fertirrigado com dejetos líquidos de suínos para ensilagem. Alfenas: Universidade José do Rosário Vellano/UNIFENAS, 2006. 51p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) - Universidade José do Rosário Vellano/UNIFENAS, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. de. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos**, Belo Horizonte: Polytécnica LTDA, 2001.v. 2.

CHERNICHARO, C. A. L. de. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Polytécnica LTDA, 246p. 1997.

CHURCH, D.C. The ruminant animal digestive physiology na nutrition. New Jersey: Prentice Hall, 1988. 564p.

COORS, J. G.; CARTER, P. R.; HUNTER, R. B. Silage corn. In: HALLAUER, A.R. (Ed.) Specialty corns. Ames: CRC Press, 1994. cap. 11, p. 305 - 340.

CRUZ, J.C. Cultivares de milho para silagem. In: CONGRESSO NACIONAL DOS ESTUDANTES DE ZOOTECNIA – CONEZ, 1998. Viçosa, 1998. Anais... Viçosa: UFV, 1998. p.93-114.

DIESEL, R.; MIRANDA, C.R; PERDOMO, C.C. **Coletânea de tecnologia sobre dejetos suínos**. Disponível em< [http:// www.cnpsa.embrapa.br](http://www.cnpsa.embrapa.br)> Acesso em: 12 nov. 2008

DILALLO, R. & ALBERTSON, O E. **Volatile acids by direc titration**. Journal Water Pollution Control federation, Alexandria, v. 33, n. 4, p. 356-365, abril, 1961

DUDA, R. M.. **Desempenho de reatores seqüenciais em batelada anaeróbios em dois estágios seguidos de lagoas de polimento em série para o tratamento de águas residuárias de suinocultura**. Jaboticabal: [s.n.] 2006 xv, 146f. : il. Dissertação (mestrado) Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências Agrária e Veterinárias.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1999. 412 p.

FANCELLI, A.L.; DOURADO NETO, D. Produção de milho. Guaíba: Agropecuária, 2000. 360p.

FERNANDES, G. F. & 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, n.1, p.243-256, jan/jun. 2006.

FERRET, A.; GASA, J.; PLAIXATS, J.; CASANÃS, F.; BOSCH, L.; NUEZ, F. Prediction of voluntary intake and digestibility of maize silages given to sheep from morphological and chemical composition, in vitro digestibility or rumen degradation characteristics. *Animal Science*, Haddington, v. 64, p. 493 - 501, 1997.

FILYA, L. Nutritive value and aerobic stability of whole crop maize silage harvested at four stages of maturity. *Animal Feed Science and Technology*, v.116, p.141-150, 2004.

FONSECA, A.H. Características químicas e agronômicas associadas à degradabilidade da silagem de milho. 2000. 93f. Dissertação (Mestrado em fitotecnia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000.

FRANSEN, S.C.; STRUBI, F.J. Relationship among absorbents and the reduction of grass silage effluent and silage quality. *Journal of Dairy Science*, v.81, p.2633-2644, 1998.

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; CECON, P. R.; PINTO, F. A.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura em solo cultivado com milho. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 13, n. 2, p. 95-102, 2005.

GRUNDITZ, C.; DALHAMMAR, G. Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of nitrosomonas and nitrobacter. *Water Research*, v.3, n.2, p.433-440, 2001.

HARUVY, N. Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis agricultural. **Ecosystems and Environment**, Elsevier, v. 66, p. 113-119, 1997.

IBAMA. Lei nr. 9605 de 12 de fevereiro de 1998 de Crimes Ambientais. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/fauna/legislacao/lei_9605_98.pdf>. Acesso em 18 junho. 2011.

IGARASI, M.S. Controle de perdas na ensilagem de capim Tanzânia (*Panicum maximum* Jacq. Cv. Tanzânia) sob os efeitos do teor de matéria seca, do tamanho de partícula, da estação do ano e da presença de inoculante microbiano. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2002. 152p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Pastagens) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2002.

ISHERWOOD, K. F. **Mineral fertilizer and the environment**. Paris: International Fertilizer Industry Association – IFA; UNEP, 2000. 63 p.

ISHIZUKA, M.M. *A biotecnologia no tratamento de dejetos de suínos*. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br>>. Acesso em: 20 mar. 2009.

JENKINS, S. R., MORGAN, J.M., SAWYER, C. L. **Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration** . Journal Water Pollution Control Federation, Alexandria, v. 55, n. 5, p. 448-453, may 1983.

JOBIM, C.C.; PEREIRA, J.R.A.; SANTOS, G.T. Sistemas de produção de leite com ênfase na utilização de volumosos conservados. In: REIS, R.A.; SIQUEIRA, G.R.; BERTIPAGLIA, L.M.A. (Eds.) *Volumosos na produção de ruminantes*. Jaboticabal: Funep; 2005. p.61-82.

JOHNSON, L.M.; HARRISON, J.H.; DAVIDSON, D.; SWIFT, M.; MAHANNA, W.C.; SHINNERS, K. Corn silage management. II: Effects of hybrid, maturity, and mechanical processing on digestion and energy content. **Journal of Dairy Science**, v.85, p.2913-2927, 2002.

KESHTKAR, A.; GHAFORIAN, H. ; ABOLHAMD, G. ; MEYSSAMI, B.; Dynamic simulation of cyclic batch anaerobic digestion of cattle manure. **Bioresource Technology**, Barking, v. 80, p. 9-17, 2001.

KONZEN, E. A. et al. **Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho**. 2. ed. Sete Lagoas: Embrapa-CNPMS, 1998. 31 p. (Circular técnica, 25).

LUDKE, J. V.; LUDKE M. C. M. M. **Preservação ambiental. Suinocultura Industrial**, São Paulo, v. 25, n. 2, p.10-14, 2002

MAGALHÃES, M. A.; MATOS, A. T.; DENÍCULI, W.; TINOCO, I. F. F. Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, n.2, p.466-471, 2006.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.

MATOS, A. T., SEDIYAMA, M. A. N. Riscos potenciais ao ambiente pela aplicação de dejetos líquido de suínos ou compostos orgânicos no solo. SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1, 1995, Ponte Nova, MG. **Anais...** Ponte Nova, MG: PAMIG/EMATER/UFV/ASSUVAP, 1995. p. 45-54.

McDONALD, P.J.; HENDERSON, A.R.; HERON, S.J.E. The biochemistry of silage. 2.ed. Mallow: Chalcombe Publications, 1991. 340 p.

MUCK, R.E. Effects of corn silage inoculants on aerobic stability. Transactions of the ASAE, v.47, p.1011-1016, 2004.

NDON U.J, DAGUE R.R. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor treatment of low-strength wastewater. **Water Research**, Oxford, v. 31, n.10, p 2455-2466, 1997.

NICOLAIEWSKY, S; WENTZ, I; COSTA, O. A. D.; SOBESTIANSKY, J. Sistema de produção de suínos. In: SOBESTIANSKY, J; WENTZ, I; SILVEIRA, P. R. S.; SESTI, L. A. C. Suinocultura intensiva: produção, manejo e Saúde do Rebanho. Brasília: Embrapa, 1998. p. 11-26.

NUSSIO, L.G. Cultura do milho para produção de silagem de alto valor alimentício. In: SIMPÓSIO SOBRE NUTRIÇÃO DE BOVINOS, 4. 1991, Piracicaba. **Anais...**Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz, 1991. p.58-168.

NUSSIO, L.G.; CAMPOS, F.P. de; DIAS, F.N. Importância da qualidade da porção vegetativa no valor alimentício da silagem de milho. In: SIMPÓSIO SOBRE PRODUÇÃO E UTILIZAÇÃO DE FORRAGENS CONSERVADAS, 1., Maringá, 2001. **Anais...** Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2001. p.127-145.

NUSSIO, L.G.; PAZIANI, S.F.; NUSSIO, C.M.B. Ensilagem de capins tropicais. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 39, 2002. Recife. **Anais...** Recife, 2002. p.60-99.

OLIVEIRA, P. A. V. de; LIMA, G. J. M. M. de; FÁVERO, J. A.; BRITO, J. R. F. **Suinocultura**:noções básicas. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. 37p. (EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 31).

OLIVEIRA, R. A de.; **Efeitos da concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo**

ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura. São Carlos: Universidade de São Paulo, Tese de doutorado. Dpto. de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos. 1997. 359p

OLIVEIRA, R. A. de; DUDA, R. M.; LONGARESSI, R. H. **Reatores UASB em dois estágios seguidos de reatores seqüencial em batelada aeróbio para tratamento de águas residuárias de suinocultura.** In: IX Taller latinoamericano de digestion anaeróbia, 9, 2008, Islã de Pascua-Ch, **Anais...2008** CD-ROM.

OLIVEIRA, R. A. de; DUDA, R. M.; URBINATI, E.; SANTANA, A. M. de. **Efeito da carga orgânica volumétrica no tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores UASB em dois estágios.** In: Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais, 1, 2009, Florianópolis, **Anais... SIGERA: Florianópolis, 2009**, p. 110-115, CD-ROM.

OLIVEIRA, R. A.; FORESTI, E. **Produção de biogás em reatores anaeróbios de fluxo ascendentes com manta de lodo (UASB) tratando água residuária de suinocultura.** In: CONGRESSO DE ENGENHARIAAGRÍCOLA (CONBEA), 17., 1998, Poços de Caldas, MG. Anais Poços de Caldas: [s.n.], 1998. v. 4, p. 156-158.

OLIVEIRA, R.; SILVA, J. B. P.; ATHAYDE JR, G. B. et al. **Velocidade de remoção de coliformes fecais em um reservatório de estabilização alimentado com esgoto doméstico bruto.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro, **Anais... ABES: Rio de Janeiro, 1999.** CD-ROM.

PEETZ, V.da S., CASTRO JÚNIOR., F.G. CAMARGO, J. C de M., BERSANO, J.G., BUENO, C.R.F., ALMEIDA, J.E. , SILVA L.B. **Cadeia produtiva da carne suína no Estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto de Economia Agrícola, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, 1996. 57p.

PENATI, M. A. Relação de alguns parâmetros agrônômicos e bromatológicos de híbridos de milho (*Zea mays* L.) com a produção, digestibilidade e o teor de matéria seca da planta. Piracicaba, 1995. 97f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

PERDOMO, C.C.; OLIVEIRA, P.A.V.; KUNZ, A. Sistemas de tratamento de dejetos de suínos: inventário tecnológico. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 83p

PEREIRA, E.R. **Desempenho e caracterização microbiana do processo de dois estágios com reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura.** 2003. 103 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

QUADROS, F.L.F.; GENRO, T.C.M.; ARAÚJO, J.B.E. et al. Qualidade da silagem de híbridos de milho (*Zea mays L.*) e sorgo (*Sorghum sp.*). In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 31., 1994, Maringá. Anais... Paraná: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 1994. p.357.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A. Métodos de análise de solo para fins de fertilidade. Campinas: Instituto Agrônomo, 1983. 31p.

RAMIRES, R. del ARCO. **Produção de metano e remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura.** 2005. 136 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2005.

RAMIREZ, O. P. ; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. **Pós-tratamento de efluentes de reator UASB com filtros anaeróbios.** Revista Brasileira de Agrociência, Pelotas, v. 7; n.3; p. 209-212, 2001.

RAMOS, R. A. **Avaliação da influência da operação de descarte de lodo no desempenho dos reatores UASB em estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal.** 2008. 135 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2008. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10482/3592>>. Acessado em 21 de junho de 2010.

ROMERO, L. e ARONNAS S. 2004. Siembra de maíz para silagem. Campaña de Forrajes Conservados 2003-2003.

ROSA, J.R.P.; SILVA, J.H.S.; RESTLE, J.; PASCOAL, L.L.; BRONDANI, I.L.; ALVES FILHO, D.C.; FREITAS, A.K. Avaliação do Comportamento Agrônômico da Planta e Valor Nutritivo da Silagem de Diferentes Híbridos de Milho (*Zea mays*, L.). Revista Brasileira de Zootecnia, v.33, n.2, p.302-312, 2004.

SÁ, J.C.M. **Manejo de nitrogênio na cultura de milho no sistema plantio direto**. Passo Fundo: Aldeia Norte, 1996. 23p.

SANCHEZ, E. ; BORJA, r.; TRAVIESO, I.; MART, A.; COLMENAREJO, M. F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, 96, 335–344, 2005.

SANCHEZ, E. ; BORJA, R.; TRAVIESO, L.; MART, A.; COLMENAREJO, M.F. (2005). Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waster **Bioresource Technology**, 96, 335–344.

SANTANA, A. M. de & OLIVEIRA, R.A. de. **Avaliação de sistema composto por reatores anaeróbios e aeróbio para tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2008. 283 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

SANTANA, A. M. de & OLIVEIRA, R.A. de. **Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura**. Engenharia agrícola, Jaboticabal, v.25, n.3, p.817-830, set/dez. 2005.

SCHIFFMAN, S. Livestock odors: **Implications for human health and well being**. **Journal of Animal Science**. Champaign, v. 76, n.5, p. 1343-1355, 1998.

SCHIFFMAN, S. Livestock odors: Implications for human health and well being. **Journal of Animal Science**. Champaign, v. 76, n.5, p. 1343-1355, 1998.

SCHOENHALS, M. ; FRARE, M. L.; SARMENTO, L. A. V.. **Análise do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no**

tratamento de efluentes da suinocultura. Engenharia Ambiental - Pesquisa e Tecnologia, v. 4, p. 005-023, 2007. ISSN/ISBN: 18090664.

SENGER, C.C.D. et al. Composição e digestibilidade 'in vitro' de silagens de milho com distintos teores de umidade e níveis de compactação. *Ciência Rural*, v.35, n.6, p.1393-1399, 2005.

SILVA, D.J.; QUEIROZ, A.C. *Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos.* 3.ed. Viçosa: UFV, 2002. 235p.

SILVA, D.J.; QUEIROZ, A.C. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos.** 3.ed. Viçosa: UFV, 2002. 235p.

SILVA, D.J.; QUEIROZ, A.C. *Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos.* 3.ed. Viçosa: UFV, 2002. 235p.

SILVA, P. C. Seleção recorrente e avaliações genotípicas de híbridos interpopulacionais de milho forrageiro e estudo dos componentes qualitativos da silagem, 1998. 101f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal.

VAN SOEST, P. J.; ROBERTSON, J. B.; LEWIS, B. A. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. **Journal of Dairy Science**, v. 74, p. 3583, 1991.

VAN SOEST, P. **Nutritional ecology of the ruminant.** 2.ed. Ithaca: Cornell University Press, 1994. 476p.

Van SOEST, P.J. *Nutritional ecology of the ruminant.* New York: Cornell University Press, 476p. 1994.

VERSTEGEN, M.W.A.; JONGBLOED, A.W. Crystalline amino acids and nitrogen emission. In: D'Mello, J.P.F. (Ed.). **Amino acids in farm animal nutrition**, .CAB INTERNATIONAL, 2002. 449-458 p.

VIEIRA, S.M.M.& SOUZA, M.E, 1981. Métodos analíticos para o acompanhamento da digestão anaeróbica. *Engenharia: Fontes Alternativas*, 3 (15): 26-36.

VON PINHO, R. G.; VASCONCELOS, R. C. Nota dos revisores. In: RITCHIE, S. W.; HANWAY, J. J.; BENSON, G. O. **Como a planta de milho se desenvolve.**

Tradução de: Suzana Oellers Ferreira. Revisão e adaptação: Renzo Garcia Von Pinho; Ramon Correia de Vasconcelos. Piracicaba: Potafos, 2003. p.17. (Arquivo do Agrônomo, 15; Encarte do Informações Agronômicas, 103). Título original: How a corn plant develops.

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

WOLF, D. P.; COORS, J. G.; ALBRECHT, K. A.; UNDERSANDER, D. J.; CARTER, P. R. Forage quality of maize genotypes selected for extreme fiber concentrations. *Crop Science*, Madison, v. 33, p.1353 - 1359, 1993b.

WOOLFORD, M.K. *The silage fermentation*. New York: Marcel Dekker, 1984. 350p.