

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

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
SUINOCULTURA EM REATORES UASB E EM BATELADA
COM FASE AERÓBIA, EM SÉRIE, E REÚSO NA
PRODUÇÃO DE MILHO E SORGO**

Estevão Urbinati
Engenheiro Agrônomo

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL
2011

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

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
SUINOCULTURA EM REATORES UASB E EM BATELADA
COM FASE AERÓBIA, EM SÉRIE, E REÚSO NA
PRODUÇÃO DE MILHO E SORGO**

Estevão Urbinati

Orientador: Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do Título de Doutor em Microbiologia Agropecuária.

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

Agosto 2011

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

ESTEVÃO URBINATI - Filho de Tadeu Urbinati e Maria Isabel Bordonal Urbinati, nascido na cidade de Sales Oliveira, no Estado de São Paulo, em 08 de junho de 1983. Concluiu o nível de Técnico em informática pela ETEC Prof. "Alcídio de Souza Prado" no ano 2000. Graduou-se em Engenharia Agrônômica em 2006, pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP de Jaboticabal, fazendo juz ao prêmio de melhor trabalho de conclusão de curso da LVI turma do curso de Agronomia da FCAV-UNESP. Em março de 2007 ingressou no curso de Pós-Graduação em Microbiologia Agropecuária, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista, Câmpus de Jaboticabal, em nível de Mestrado, vindo a ser admitido posteriormente no curso de Doutorado Direto. Em agosto de 2011 recebeu o título de Doutor em Microbiologia Agropecuária pela FCAV-UNESP de Jaboticabal.

*“Ainda que eu falasse em línguas...
Ainda que eu tivesse o conhecimento de todos os mistérios,
e de toda a ciência,
se não tivesse o amor,
eu nada seria.”*

1 Cor 13, 1-2

*“O estudo em geral, a busca da
verdade e da beleza são domínios em
que nos é consentido ficar crianças
toda a vida.”*

Albert Einstein

*“Sonhe com aquilo que você quiser.
Seja o que você quer ser,
porque você possui apenas uma vida
e nela só se tem uma chance
de fazer aquilo que se quer.”*

Clarice Lispector

Ofereço

*A meus pais Tadeu e Isabel
pela vida, pelas orações, pelo apoio incondicional
e por serem meus primeiros mestres: eu amo vocês!
À minhas sobrinhas Rebeca, Maitê, Pietra,
e ao meu sobrinho Saulo
pela alegria proporcionada todos os dias!!
Aos meus avós maternos e paternos,
que nunca tiveram esta oportunidade.*

Dedico

*Ao meu irmão Ismael, e às minhas
irmãs Ester, Érica e Eliza, por todo o
apoio que me deram durante esse
período: amo vocês! Ao meu cunhado
João pela grande ajuda!!*

Agradecimentos

A Deus e N. Sra. Aparecida por tudo!

Ao Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira, pela amizade, pelas boas recordações, pela paciência, e principalmente por ter me dado tão grande oportunidade, o Doutorado Direto: o meu muito obrigado, respeito e consideração.

À FCAV - Unesp, pelas oportunidades, e pelos agradáveis 9 anos de estudos, trabalho e amizades que me proporcionou.

À CAPES pela bolsa concedida.

Ao Prof. Dr. Luiz Carlos Pavani pelas contribuições dadas ao trabalho, não apenas durante a banca, mas no decorrer de todos os experimentos: ao senhor o meu respeito e consideração.

À Profa. Dra. Tânia Leme de Almeida pelas contribuições dadas ao trabalho, pela solicitude, apoio e amizade: muito obrigado!!

À Profa. Dra. Valeria Del Nery pelas contribuições dadas, pela presteza e solicitude: o meu muito obrigado.

À Profa. Dra. Giovana Tommaso pelas contribuições dadas, e também pela presteza e solicitude com que me atendeu: o meu muito obrigado.

Ao Prof. Dr. Wanderley José de Mello pelo apoio ao nosso grupo de trabalho, e pela solicitude durante toda a minha estadia nesta faculdade.

À Profa. Dra. Mara Cristina Pessoa da Cruz pela presteza e solicitude.

À Profa. Dra. Rose Maria Duda, pelas boas recordações, pela amizade, e principalmente pelo apoio todos esses anos: sempre serei grato!

Aos meus grandes amigos do Laboratório, Alexandre Abud, André Arroyo (famoso miolo), Adriana Miranda, Ariane Chiarelli, Cristiane Xavier, Giovana, Juliana Bega, Kamilla Ortega, Max Cangani (muito obrigado Max por toda a ajuda nos experimentos), Marcelo Bruno, Natani, Samantha (faladerraaa rs), Ricardo, Reginaldo, enfim, a todos os que eu tive o prazer de conviver no laboratório: estar com vocês foi um grande privilégio, obrigado pelo apoio e pelos tantos bons e engraçados momentos!!

Aos funcionários do Departamento de Engenharia, especialmente: irmãos Fiapo, Tiãozinho, David Trevizol, Ronaldo e Ailton pelo auxílio e convívio durante grande parte deste trabalho.

Aos funcionários da FEPP.

Aos funcionários da biblioteca, especialmente à Tieko pela ajuda.

Aos meus amigos da RKV, André Rino, Edson (muito obrigado "minero", sua ajuda foi muito importante), Gui Venturini, Marcos Buz, Oscar Boaventura, Diercles, Thiago Bruno, Véio Celso e Rato da Barriga branca. Agradeço imensamente a vocês, pelo apoio, pela amizade e pelos tantos bons e engraçados momentos vividos.

Aos amigos Diego Motta (Mingau) e Guilherme Valadão pelo convívio, conselhos e ajuda no início da pós-graduação.

À comunidade 7 do Caminho Neocatecumenal, Paróquia N. Sra. de Lourdes de Jaboticabal. Vocês foram essenciais nessa etapa da minha vida: sempre serei grato.

Aos que direta ou indiretamente ajudaram nesse trabalho, Deus jamais se esquece... que abençoe a cada um.

A todos que por descuido eu tenha deixado de mencionar aqui, e que de uma forma ou de outra deixaram um pouco de si, ao passarem pela minha vida: levo todos no coração. Que possamos nos encontrar por muitas vezes nos caminhos da vida!!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	v
LISTA DE TABELAS	xiv
LISTA DE ABREVIATURAS.....	xxv
RESUMO.....	xxvii
ABSTRACT	xxviii
I. INTRODUÇÃO	1
II. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 PANORAMA DA SUINOCULTURA: BRASIL E MUNDO.	4
2.2 CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA.	6
2.2 REÚSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA.....	10
2.2.1 Águas residuárias de suinocultura como fonte de nutrientes na agricultura.....	10
2.2.2 Adubação com águas residuárias de suinocultura: efeitos nas plantas	11
2.2.2 Adubação com águas residuárias de suinocultura: efeitos no solo	11
2.2.3 Reúso de águas residuárias e contaminação por microrganismos patogênicos ...	12
2.2.4 Tratamento anaeróbio e reatores UASB na suinocultura.	16
2.2.5 Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.....	20
III. MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3.1 ETAPA I: TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA	22
3.1.1 Local.....	22
3.1.2 Instalações experimentais	23
3.1.3 Afluente dos reatores anaeróbios (conjuntos I e II)	25
3.1.4 Descrição da operação e acompanhamento do sistema de tratamento.....	26
3.1.5 Procedimento de partida de cada ensaio	28
3.1.6 Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás	28
3.1.6.1 Amostragem	29
3.1.6.2 Temperaturas ambiente, do afluente e dos efluentes.....	30

3.1.6.3 Temperatura do ar	31
3.1.6.4 pH e alcalinidades	31
3.1.6.5 Ácidos voláteis totais (AVT).....	31
3.1.6.6 Demanda química de oxigênio (DQO).....	31
3.1.6.7 Produção de biogás.....	32
3.1.6.8 Composição do biogás	33
3.1.6.9 Concentrações de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo	34
3.1.6.10 Análises estatísticas	34
3.2 ETAPA II: REÚSO.....	34
3.2.1 Experimento 1: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação de cobertura da cultura do sorgo.....	36
3.2.1.1 Área experimental, delineamento e cultura	36
3.2.1.2 Avaliações na planta e no solo	40
3.2.2 Experimento 2: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação da cultura do milho, cultivada em Latosolo Vermelho eutrófico.....	41
3.2.2.1 Área experimental, delineamento e cultura	41
3.2.2.2 Avaliações na planta e no solo	46
3.2.3 Experimento 3: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação da cultura do milho, cultivada em Latosolo Vermelho eutrófico, em sistemas de semeadura direta e convencional.....	47
3.2.3.1 Área experimental, delineamento e cultura	47
3.2.3.2 Sistema de distribuição dos efluentes	54
3.2.3.3 Avaliações na planta e no solo	55
IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
4.1. ETAPA I: TRATAMENTO.....	57
4.1.1 Temperatura.....	57
4.1.2. Demanda Química de Oxigênio (DQO) e carga orgânica volumétrica	63
4.1.2.1. Reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I	63

4.1.2.2. RBS e sistema de tratamento combinado anaeróbio e aeróbio (R1+R2+RBS)	85
4.1.3. Sólidos suspensos totais e voláteis	94
4.1.3.1 Reatores UASB (R1 e R2)	94
4.1.3.2. RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS)	110
4.1.4. Produção e composição do biogás	117
4.1.5. pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais	123
4.1.5.1. Reatores UASB (R1 e R2)	123
4.1.5.2. RBS	138
4.1.6. Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) da manta do lodo	146
4.1.6.1 Reatores UASB (R1 e R2)	146
4.1.6.2 Reator RBS	149
4.1.7 Macronutrientes e micronutrientes	150
4.1.7.1. Nitrogênio	150
4.1.7.1.1. Reatores UASB (R1 e R2)	150
4.1.7.1.2. RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS)	154
4.1.7.2. Fósforo	157
4.1.7.2.1. Reatores UASB (R1 e R2)	157
4.1.7.2.2. RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS)	159
4.1.7.3. Cálcio, potássio, magnésio e sódio	160
4.1.7.3.1. Reatores UASB (R1 e R2)	160
4.1.7.3.2. RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS)	165
4.1.7.4. Cobre, ferro, manganês e zinco;	167
4.1.7.4.1. Reatores UASB (R1 e R2)	167
4.1.7.4.2. RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS)	172
4.1.8. Coliformes totais e termotolerantes	174
4.2 ETAPA II: REÚSO	176
4.2.1 Experimento 1: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação de cobertura da cultura do sorgo....	176
4.2.1.1 Produtividade e diagnose foliar	176

4.2.2 Experimento 2: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação da cultura do milho, cultivada em Latosolo Vermelho eutrófico.....	181
4.2.2.1 Avaliações na planta: produtividade e diagnose foliar	181
4.2.2.2 Avaliações no solo: nitrogênio inorgânico.....	184
4.2.3 Experimento 3: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação da cultura do milho, cultivada em Latosolo Vermelho eutróferrico, em sistemas de semeadura direta e convencional....	187
4.2.3.1 Avaliações na planta: produtividade e diagnose foliar	187
4.2.3.1.1 Safrinha 2009: Plantio convencional	187
4.2.3.1.2 Safrinha 2009: Plantio direto.....	191
4.2.3.1.3 Safra 2009/2010: Plantio convencional.....	193
4.2.3.1.4 Safra 2009/2010: Plantio direto.....	197
4.2.3.2 Avaliações no solo: nitrogênio inorgânico.....	200
4.2.3.2.1 Safrinha 2009: Plantio convencional	200
4.2.3.2.2 Safrinha 2009: Plantio direto	203
4.2.3.2.3 Safra 2009/2010: Plantio convencional.....	206
4.2.3.2.4 Safra 2009/2010: Plantio direto.....	209
4.2.3.3 Avaliações no solo: análises de fertilidade na safrinha 2009.....	211
4.2.4 Contaminação do solo: coliformes totais e termotolerantes	219
V. CONCLUSÕES.....	238
5.1 ETAPA I:.....	238
5.2 ETAPA II:.....	239
VI. REFERÊNCIAS	240

LISTA DE FIGURAS

		Página
FIGURA 1 (a).	Diagrama esquemático dos conjuntos de reatores I e II, com sistemas de tratamento anaeróbios (reatores UASB) em dois estágios, escala piloto, e reator seqüencial em batelada (RSB) aeróbio no conjunto II.....	23
FIGURA 1 (b).	Corte esquemático do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB em escala piloto, do conjunto I.....	24
FIGURA 1 (c).	Corte esquemático do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com reatores UASB em escala piloto, seguidos de reator em batelada seqüencial (RSB) aeróbio, do conjunto II.....	24
FIGURA 2.	Características do ciclo operacional do reator aeróbio operado em bateladas alimentadas sequenciais (RBS com alimentação contínua, nos ensaios 1, 2 e 3).....	28
FIGURA 3.	Esquema da área experimental, no experimento 1, época de safrinha 2008.....	37
FIGURA 4.	Esquema da área experimental, no experimento 2, época de safra 2008/2009.....	44
FIGURA 5.	Barra de aplicação dos efluentes sendo utilizada, em sistema de semeadura direta e convencional.....	54
FIGURA 6.	Esquema da da área experimental, com a aplicação das águas residuárias, no experimento 3, época de safrinha 2009 e safra 2009/2010.....	55
FIGURA 7.	Valores das temperaturas máximas, médias e mínimas do ar observadas na Estação Agroclimatológica, durante os ensaios 1, 2 e 3, e conseqüentemente, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.....	59
FIGURA 8.	Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, e temperatura ambiente adjacente aos reatores, obtidas durante os ensaios 1, 2, e 3.....	60

FIGURA 9.	Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, e temperatura ambiente adjacente aos reatores, obtidas durante os ensaios 1, 2, e 3.....	61
FIGURA 10.	Valores médios das temperaturas do afluente e efluente do RBS, e temperatura ambiente adjacente obtidas durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.....	62
FIGURA 11 (a).	Valores da DQO _{total} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 1.....	65
FIGURA 11 (b).	Valores da DQO _{total} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 2.....	66
FIGURA 11 (c).	Valores da DQO _{total} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 3.....	67
FIGURA 12 (a).	Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 1.....	68
FIGURA 12 (b).	Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 2.....	69
FIGURA 12 (c).	Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 3.....	70
FIGURA 13 (a).	Valores da DQO _{ss} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 1.....	71

FIGURA 13 (b).	Valores da DQO _{ss} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 2.....	72
FIGURA 13 (c).	Valores da DQO _{ss} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 3.....	73
FIGURA 14 (a).	Valores da DQO _{total} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 1.....	76
FIGURA 14 (b).	Valores da DQO _{total} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 2.....	77
FIGURA 14 (c).	Valores da DQO _{total} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 3.....	78
FIGURA 15 (a).	Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 1.....	79
FIGURA 15 (b).	Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 2.....	80
FIGURA 15 (c).	Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 3.....	81
FIGURA 16 (a).	Valores da DQO _{ss} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 1.....	82

FIGURA 16 (b).	Valores da DQO _{ss} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 2.....	83
FIGURA 16 (c).	Valores da DQO _{ss} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO _{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 3.....	84
FIGURA 17 (a).	Valores de DQO _{total} do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO _{total} no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 1 e 2...	88
FIGURA 17 (b).	Valores de DQO _{total} do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO _{total} no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 3 e 4...	89
FIGURA 17 (c).	Valores de DQO _{total} do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO _{total} no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante a fase 5.....	90
FIGURA 18 (a).	Valores de DQO dissolvida do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO diss no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 1 e 2...	91
FIGURA 18 (b).	Valores de DQO dissolvida do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO diss no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 3 e 4...	92
FIGURA 18 (c).	Valores de DQO dissolvida do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO diss no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante a fase 5.....	93
FIGURA 19 (a).	Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 1.....	96
FIGURA 19 (b).	Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 2.....	97

FIGURA 19 (c).	Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 3.....	98
FIGURA 20 (a).	Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 1.....	99
FIGURA 20 (b).	Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 2.....	100
FIGURA 20 (c).	Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 3.....	101
FIGURA 21 (a).	Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 1.....	104
FIGURA 21 (b).	Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 2.....	105
FIGURA 21 (c).	Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 3.....	106
FIGURA 22 (a).	Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 1.....	107
FIGURA 22 (b).	Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 2.....	108

FIGURA 22 (c).	Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 3.....	109
FIGURA 23 (a).	Variação das concentrações de SST do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 1 e 2.....	112
FIGURA 23 (b).	Variação das concentrações de SST do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 3 e 4.....	113
FIGURA 23 (c).	Variação das concentrações de SST do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante a fase 5.....	114
FIGURA 24 (a).	Variação das concentrações de SSV do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 1 e 2.....	115
FIGURA 24 (b).	Variação das concentrações de SSV do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 3 e 4.....	116
FIGURA 24 (c).	Variação das concentrações de SSV do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante a fase 5.....	117
FIGURA 25.	Produção volumétrica de metano (CH ₄) nos reatores UASB (R1 e R2) e sistema (R1+R2) no conjunto I durante os ensaios 1, 2 e 3... ..	119
FIGURA 26.	Produção volumétrica de metano (CH ₄) nos reatores UASB (R1 e R2) e sistema (R1+R2) do conjunto II durante os ensaios 1, 2 e 3.....	122

FIGURA 27.	Valores do pH no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.....	125
FIGURA 28.	Valores da alcalinidade total (AT) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.....	127
FIGURA 29.	Valores da alcalinidade intermediária (AI) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.....	128
FIGURA 30.	Valores da alcalinidade parcial (AP) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.....	129
FIGURA 31.	Concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.....	130
FIGURA 32.	Valores do pH no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.....	133
FIGURA 33.	Valores da alcalinidade total (AT) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.....	134
FIGURA 34.	Valores da alcalinidade intermediária (AI) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.....	135
FIGURA 35.	Valores da alcalinidade parcial (AP) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.....	136
FIGURA 36.	Concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.....	137
FIGURA 37.	Variação do pH do afluente e efluente do RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.....	140

FIGURA 38.	Varição da alcalinidade total (AT) do afluente e efluente do RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.....	141
FIGURA 39.	Varição da alcalinidade parcial (AP) do afluente e efluente do RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.....	142
FIGURA 40.	Varição da alcalinidade intermediária (AI) do afluente e efluente do RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.....	143
FIGURA 41.	Varição da relação AI:AP no RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.....	144
FIGURA 42.	Varição da concentração de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e efluente do RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.	145
FIGURA 43.	Curvas de decaimento de coliformes totais e termotolerantes no solo, nas parcelas em que foram aplicados os efluentes amonificado e nitrificado em substituição à uréia, por ocasião da adubação de cobertura, nas doses de 100 e 200% do N recomendado no BT 100 para a cultura do sorgo.....	221
FIGURA 44.	Decaimento de coliformes totais e termotolerantes em Latossolo Vermelho Eutroférico, após adubação com dejetos de suínos bruto e tratado em reatores UASB e RBS, da cultura do milho, em sistema de semeadura convencional, na época de safra (2008/2009).....	228
FIGURA 45.	Decaimento de coliformes totais e termotolerantes em Latossolo Vermelho eutrófico, após adubação com o dejetos de suínos bruto e tratado em reatores UASB e RBS, da cultura do milho, em sistema de semeadura convencional, na época de safrinha (2009).....	231
FIGURA 46.	Decaimento de coliformes totais e termotolerantes em Latossolo Vermelho eutrófico, após adubação com o dejetos de suínos bruto e tratado em reatores UASB e RBS da cultura do milho cultivado em sistema de semeadura direta, na época de safrinha (2009).....	233

- FIGURA 47. Decaimento de coliformes totais e termotolerantes em Latossolo Vermelho eutrófico, após adubação com o dejetos de suínos bruto e tratado em reatores UASB e RBS da cultura do milho cultivado em sistema de semeadura convencional, na época de safra (2009/2010)..... 236
- FIGURA 48. Decaimento de coliformes totais e termotolerantes em Latossolo Vermelho eutrófico, após adubação com o dejetos de suínos bruto e tratado em reatores UASB e RBS da cultura do milho cultivado em sistema de semeadura direta, na época de safra (2009/2010)..... 237

LISTA DE TABELAS

		Página
TABELA 1.	Rebanho mundial de suínos de 2007 a 2009, considerando a União Européia como um único país.....	5
TABELA 2.	Valores máximos de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total kjedahl (NK), fósforo (P-total), K, Cu e Zn observados por vários autores em águas residuárias de suínos em fase de terminação, manejados em lâmina de água.	7
TABELA 3.	Características químicas e físicas dos dejetos (mg/L) produzidos em uma unidade de crescimento e terminação manejada em fossa de retenção, obtidos no Sistema de Produção de Suínos da Embrapa Suínos e Aves.	9
TABELA 4.	Níveis de monitoramento (<i>E. coli</i> por 100 mL de águas tratadas) para os vários níveis de tratamento, nas categorias de A a H.	15
TABELA 5.	Condições operacionais dos reatores UASB R1, e R2 dos sistemas de tratamento anaeróbios em dois estágios, de ambos os conjuntos.	26
TABELA 6.	Características dos ciclos operacionais e condições operacionais: concentrações de SST e DQO afluente, carga orgânica volumétrica (COV) e tempo de operação, impostas ao reator em batelada seqüencial com alimentação contínua.	27
TABELA 7.	Exames e determinações, freqüência e fontes das metodologias utilizadas.	29
TABELA 8.	Resultados da análise de solo na camada de 0-20 cm, antes da semeadura.	36
TABELA 9.	Tratamentos, fontes de nitrogênio e doses utilizadas para cada tratamento, na adubação de cobertura.	38
TABELA 10.	Teores de nitrogênio e doses aplicadas, de acordo com o tipo de efluente: amonificado (proveniente de reatores anaeróbios); nitrificado (proveniente de pós-tratamento em reatores aeróbios). .	39

TABELA 11.	Teores de nutrientes e respectivas quantidades aplicadas, de acordo com o tipo de efluente: amonificado (proveniente de reatores anaeróbios); nitrificado (proveniente de pós-tratamento em reatores aeróbios).....	40
TABELA 12.	Resultados da análise de solo na camada de 0-20 cm, antes da semeadura.	42
TABELA 13.	Tratamentos e fontes de nitrogênio utilizadas para cada tratamento, na adubação de semeadura e cobertura do milho.....	44
TABELA 14.	Teores de nitrogênio, doses e equivalentes em lâmina d'agua, aplicadas, de acordo com o tipo de efluente e ocasião (adubação de semeadura ou de cobertura).	45
TABELA 15.	Teores de nutrientes e respectivas quantidades aplicadas, de acordo com o tipo de efluente, e ocasião (plantio ou cobertura).	46
TABELA 16.	Tratamentos aplicados simultaneamente no PD e PC, e respectivas fontes de nitrogênio utilizadas para cada tratamento, na adubação de semeadura e cobertura do milho.	49
TABELA 17.	Resultados da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de semeadura direta (PD) e convencional (PC), antes da calagem e plantio do milho safrinha, no ano de 2009.	50
TABELA 18.	Teores de nitrogênio, doses e equivalentes em lâmina d'agua, aplicadas, de acordo com o tipo de efluente e ocasião (adubação de semeadura ou de cobertura), na cultura do milho safrinha.	51
TABELA 19.	Resultados da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de semeadura direta (PD) e convencional (PC), nos tratamentos de A a E, antes da semeadura do milho safra, ano agrícola 2009/2010.	51
TABELA 20.	Teores de nitrogênio, doses e equivalentes em lâmina d'agua, aplicadas, de acordo com o tipo de efluente e ocasião (adubação de semeadura ou de cobertura), em sistema PD e PC, no plantio "safra" 2009.	52
TABELA 21.	Teores de nutrientes e respectivas quantidades aplicadas, de acordo com o tipo de efluente e ocasião, no plantio de milho safrinha 2008.	53

TABELA 22.	Teores de nutrientes e respectivas quantidades aplicadas, de acordo com o tipo de efluente e ocasião, no plantio de milho safra 2009/2010.....	53
TABELA 23.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) da temperatura média diária do ar durante a operação dos conjuntos de reatores I e II, nos ensaios 1, 2, e 3.	57
TABELA 24.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) da temperatura média diária do ar durante a operação do reator RBS aeróbio, operado em bateladas seqüenciais (RBS), nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.	58
TABELA 25.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) da demanda química de oxigênio total (DQOtotal), dissolvida (DQO dissolvida) e devido a fração de sólidos suspensos (DQO ss) do afluente e efluentes, a carga orgânica volumétrica (COV) e a eficiência de remoção (E) de DQO (%), obtidos nos reatores UASB (R1, R2 e R1+R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.	64
TABELA 26.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) da demanda química de oxigênio total (DQOtotal), dissolvida (DQO dissolvida) e devido à fração de sólidos suspensos (DQO ss) do afluente e efluentes, a carga orgânica volumétrica (COV) e a eficiência de remoção (E) de DQO (%), obtidos nos reatores UASB (R1, R2 e R1+R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.	75
TABELA 27.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) da demanda química de oxigênio total (DQOtotal), dissolvida (DQO dissolvida) e devido à fração de sólidos suspensos (DQO ss) do afluente e efluente, a carga orgânica volumétrica (COV) e a eficiência de remoção (E) de DQO (%), obtidos durante a operação do reator em bateladas seqüenciais aeróbio (RBS), e sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS), (conjunto II), nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.	86
TABELA 28.	Valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) no afluente e efluente, respectivos coeficientes de variação (CV) e eficiência de remoção (E%), obtidas nos reatores UASB (R1, R2 e R1+R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.	95

TABELA 29.	Valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) no afluente e efluente, respectivos coeficientes de variação (CV) e eficiência de remoção (E%), obtidas nos reatores UASB (R1, R2 e R1+R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.	103
TABELA 30.	Valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) no afluente e efluente, respectivos coeficientes de variação (CV) e eficiência de remoção (E%), obtidos durante a operação do reator em bateladas seqüenciais aeróbio (RBS), e sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS), (conjunto II), nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.	111
TABELA 31.	Valores médios e coeficientes de variação da percentagem de metano (CH ₄) no biogás e da produção diária de biogás, volumétrica e específica de CH ₄ , obtidos durante a operação do sistema anaeróbio em dois estágios, reator R1 e reator R2, e R1+R2, do conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.	118
TABELA 32.	Valores médios e coeficientes de variação da percentagem de metano (CH ₄) no biogás e da produção diária de biogás, volumétrica e específica de CH ₄ , obtidos durante a operação do sistema anaeróbio em dois estágios, reator R1 e reator R2, e R1+R2, do conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.	121
TABELA 33.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) do pH, ácidos voláteis totais (AVT), alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) do afluente e efluentes do R1 e R2 e a relação AI:AP nos efluentes dos reatores R1 e R2 obtidos durante a operação do sistema de reatores anaeróbios em dois estágios, conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.	124
TABELA 34.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) do pH, ácidos voláteis totais (AVT), alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) do afluente e efluentes do R1 e R2 e a relação AI:AP nos efluentes dos reatores R1 e R2 obtidos durante a operação do sistema de reatores anaeróbios em dois estágios, conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.	132

TABELA 35.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) do pH, ácidos voláteis totais (AVT), alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) do afluente e efluente, e a relação AI:AP no efluente obtidos durante a operação do reator aeróbio operado em bateladas sequenciais (RBS), do conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.	138
TABELA 36.	Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo da manta do reator 1 (R1), conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.	146
TABELA 37.	Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo da manta do reator 2 (R2), conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.	147
TABELA 38.	Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo da manta do reator 1 (R1), conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.	148
TABELA 39.	Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo da manta do reator 2 (R2), conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.	149
TABELA 40.	Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo do reator RBS, do conjunto II, durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.	150
TABELA 41.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.) e nitrogênio orgânico (N-org) no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E%), obtidas durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio com os reatores UASB (R1 e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), do conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.	151
TABELA 42.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.) e nitrogênio orgânico (N-org) no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E%), obtidas durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio com os reatores UASB (R1 e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), do conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3..	153

TABELA 43.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am), nitrogênio orgânico (N-org), no afluente e efluente, e de nitrogênio total (NT), nitrato (N-NO ₃), nitrito (N-NO ₂), oxigênio dissolvido (OD) e temperatura aferida (C°) no efluente e eficiências de remoção (E) de NK, N-am, N-org e NT, obtidas durante a operação do reator RBS do sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio, conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.....	155
TABELA 44.	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), no conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.	157
TABELA 45.	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), no conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.	159
TABELA 46.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de P-total, no afluente e efluente do RBS, e das eficiências de remoção (E) no RBS e no sistema tratamento combinado anaeróbio-aeróbio, conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.	160
TABELA 47.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores R1 e R2 e do sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+ R2), conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.	162
TABELA 48.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores R1 e R2 e do sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+ R2), conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.	164
TABELA 49.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), do afluente e efluente, e eficiências de remoção (E) do reator RBS e sistema de reatores anaeróbio-aeróbio, do conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.	166

TABELA 50.	Valores médios e coeficientes 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 sistema de tratamento em dois estágios (R1+ R2), do conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.	168
TABELA 51.	Valores médios e coeficientes 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 sistema de tratamento em dois estágios (R1+ R2), do conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.	171
TABELA 52.	Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e das eficiências de remoção (E) no reator RBS e sistema de tratamento combinado, do conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.	173
TABELA 53.	Valores médios do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção nos reatores R1 e R2, e no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2), do conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.	175
TABELA 54.	Valores médios do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção dos reatores R1, R2 e RBS, bem como do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2), e do sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS), do conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.	176
TABELA 55.	Produtividade da cultura do sorgo adubada em cobertura com uréia, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	177
TABELA 56.	Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de sorgo no período do florescimento, adubado em cobertura com uréia, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	179
TABELA 57.	Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de sorgo no período do florescimento, adubado em cobertura com uréia, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	180

TABELA 58.	Produtividade de milho na safra 2008/2009, adubado com fertilizante mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	181
TABELA 59.	Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho na fase de pendoamento, safra 2008/2009, adubado com fertilizante mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	182
TABELA 60.	Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho na fase de pendoamento, safra 2008/2009, adubado com fertilizante mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	183
TABELA 61.	Teores de nitrogênio inorgânico em LV eutrófico ao longo do cultivo de milho, no experimento 2, safra 2008, após adubação mineral e com efluentes da suinocultura bruta e tratado em reatores anaeróbios e aeróbio.....	185
TABELA 62.	Produtividade da cultura do milho em sistema convencional de cultivo, na safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	188
TABELA 63.	Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho sistema 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.....	189
TABELA 64.	Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho sistema 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.....	190
TABELA 65.	Produtividade da cultura do milho em sistema de semeadura direta, na safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	191
TABELA 66.	Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho na fase de pendoamento cultivado em sistema de semeadura direta, na safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	192

TABELA 67.	Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho na fase de pendoamento cultivado em sistema de semeadura direta, na safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	193
TABELA 68.	Produtividade da cultura do milho cultivado em sistema de semeadura convencional, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	194
TABELA 69.	Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho na fase de pendoamento cultivado em sistema de semeadura convencional, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	195
TABELA 70.	Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho na fase de pendoamento cultivado em sistema de semeadura convencional, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	196
TABELA 71.	Produtividade da cultura do milho cultivado em sistema de semeadura direta, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.....	197
TABELA 72.	Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho na fase de pendoamento cultivado em sistema de semeadura direta, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios...	198
TABELA 73.	Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho na fase de pendoamento cultivado em sistema de semeadura direta, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios...	200
TABELA 74.	Teores de Nitrogênio em LV eutroférico, ao longo do cultivo de milho em sistema de semeadura convencional, no período de safrinha do ano de 2009, (experimento 3), após adubação mineral e com efluentes da suinocultura bruta e tratado em reatores anaeróbios e aeróbio.....	201

TABELA 75.	Teores de Nitrogênio em LV eutroférico, ao longo do cultivo de milho em sistema de semeadura direta, no período de safrinha do ano de 2009, (experimento 3), após adubação mineral e com efluentes da suinocultura bruto e tratado em reatores anaeróbios e aeróbio.....	204
TABELA 76.	Teores de Nitrogênio em LV eutroférico, ao longo do cultivo de milho em sistema de semeadura convencional, no período de safra 2009/2010, (experimento 3), após adubação mineral e com efluentes da suinocultura bruto e tratado em reatores anaeróbios e aeróbio.....	207
TABELA 77.	Teores de Nitrogênio em LV eutroférico, ao longo do cultivo de milho em sistema de semeadura direta, no período de safra 2009/2010, (experimento 3), após adubação mineral e com efluentes da suinocultura bruto e tratado em reatores anaeróbios e aeróbio.....	210
TABELA 78.	Atributos do solo na camada de 0-20 cm, após as adubações de semeadura (T1), e de cobertura (T2), e ao final do ciclo da cultura (T3), no milho safrinha 2009 cultivado em sistemas de semeadura direta (PD) e convencional (PC).....	213
TABELA 79.	Resultados das análises de solo na camada de 0-20 cm, para micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn, Zn), S-SO ₄ e Alumínio, após as adubações de semeadura (T1), e de cobertura (T2), e ao final do ciclo da cultura (T3), no milho safrinha 2009 cultivado em sistemas de semeadura direta (PD) e convencional (PC).....	218
TABELA 80.	Valores do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes nos efluentes amonificado e nitrificado aplicados por ocasião da adubação de cobertura, em substituição à uréia, na cultura do sorgo na safrinha de 2008.....	220
TABELA 81.	Valores do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no dejetos bruto e efluentes dos reatores UASB em dois estágios e pós-tratamento aeróbio (RBS), aplicados por ocasião da semeadura e cobertura, substituindo a adubação mineral na cultura do milho na safra 2008/2009.....	225

- TABELA 82. Valores do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no dejetto bruto e efluentes dos reatores UASB em dois estágios e pós-tratamento aeróbio (RBS), aplicados por ocasião da semeadura e cobertura, substituindo a adubação mineral na cultura do milho na safrinha 2009..... 229
- TABELA 83. Valores do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no dejetto bruto e efluentes dos reatores UASB em dois estágios e pós-tratamento aeróbio (RBS), aplicados por ocasião da semeadura e coberturas, substituindo a adubação mineral na cultura do milho na safra 2009/2010..... 234

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

Al - Alcalinidade intermediária

AP - Alcalinidade parcial

AT - Alcalinidade total

AVT - Ácidos voláteis totais

CH₄ - Metano

CNTP - Condições normais de temperatura e pressão

COV - carga orgânica volumétrica

CV - Coeficiente de variação

DQO - Demanda química de oxigênio (mg L⁻¹)

DQO dissolvida - Demanda química de oxigênio da fração dissolvida (mg L⁻¹)

DQO SS - Demanda química de oxigênio da fração devido à concentração de sólidos suspensos (mg L⁻¹)

M.O. – Matéria orgânica do solo

N-amo- nitrogênio amoniacal

N-org. nitrogênio orgânico

NK- nitrogênio total Kjeldahl

NO₂⁻ - nitrito

NO₃⁻ - nitrato

NT- nitrogênio total

NMP – número mais provável

OD – oxigênio dissolvido

P-total - fósforo total

pH - Potencial hidrogeniônico

RBS- Reator em batelada seqüencial

SB- Soma das bases presentes no solo (Ca+K+Mg)

ST - Sólidos totais

SV - Sólidos voláteis

SST - Sólidos suspensos totais

SSV - Sólidos suspensos voláteis

T- Capacidade de troca de cátions (CTC) dos minerais do solo

TDH - Tempo de detenção hidráulica

TRS - Tempo de retenção de sólidos

UASB Reactor- upflow anaerobic sludge blanket reactor – reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo.

V (%)- Saturação por bases do solo ($V = [SB/T] \times 100$).

TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM REATORES UASB E EM BATELADA COM FASE AERÓBIA, EM SÉRIE, E REÚSO NA PRODUÇÃO DE MILHO E SORGO

RESUMO - Avaliou-se o desempenho de dois conjuntos de reatores UASB instalados em série, no tratamento de águas residuárias de suinocultura, e o reúso dos efluentes na adubação de milho e sorgo. 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 o pós-tratamento em um reator aeróbio operado em bateladas seqüenciais (RBS) de 3000 L. Os tempos de detenção hidráulica (TDH) aplicados no reator do primeiro estágio (R1) foram de 72, 54 e 42 horas em ambos os conjuntos. As cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no R1 variaram de 6,9 a 12,6 kg DQOtotal (m³ d)⁻¹ e de 7,5 a 9,8 kg DQOtotal (m³ d)⁻¹, dos conjuntos I e II respectivamente. Nos sistemas de tratamento anaeróbios, as eficiências médias de remoção de DQOtotal, nitrogênio Kjeldahl (NK) e fósforo total (P-total) no conjunto I atingiram 96, 68 e 64%, respectivamente, e no conjunto II, 95, 61 e 60%, respectivamente. Para Cu, Fe, Mn e Zn, as eficiências médias de remoção dos sistemas de tratamento anaeróbio, no conjunto I atingiram 94, 88, 78 e 92%, respectivamente, e no conjunto II, 82, 80, 81 e 90%, respectivamente. Com a inclusão do RBS aeróbio no sistema II, as eficiências aumentaram para valores de 98, 73 e 82% para DQOtotal, NK e P-total, respectivamente, e de 88, 91, 86, 99 e 99,3%, para Cu, Fe, Mn, Zn e coliformes termotolerantes, respectivamente. O reúso dos efluentes tratados e do dejetos bruto, não promoveu mudanças na produtividade do milho e do sorgo, porém, a aplicação dos efluentes tratados elevaram as concentrações de N prontamente disponível para as plantas no solo. Mesmo aplicados em doses muito maiores comparativamente ao dejetos bruto, os efluentes tratados promoveram menor contaminação do solo por coliformes totais e termotolerantes .

PALAVRAS-CHAVE: sistemas de tratamento combinado, dejetos de suínos, pós-tratamento aeróbio, poluição, resíduos.

ABSTRACT

TREATMENT OF SWINE WASTEWATER IN UASB REACTORS AND BATCH REACTOR WITH AEROBIC PHASE, IN SERIES, AND REUSE IN MAIZE AND SORGHUM PRODUCTION

ABSTRACT –The performance of two sets of UASB reactors installed in series was evaluated, for treatment of swine wastewater, and reuse of effluent as fertilizer for corn and sorghum. 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 performed after treatment in an aerobic reactor operated in sequencing batch mode (RBS) of 3,000 L. The hydraulic retention time (HRT) used in the first stage reactor (R1) were 72, 54 and 42 hours in both sets. The organic loading rate (OLR) applied on the R1, ranged from 6.9 to 12.6 kg total COD (m³ d)⁻¹ and 7.5 to 9.8 kg total COD (m³ d)⁻¹ in clusters I and II respectively. In anaerobic treatment systems, the average removal efficiencies of total COD, Kjeldahl nitrogen (NK) and total phosphorus (total P) in the set I reached 96, 68 and 64% respectively, and set II, 95, 61 and 60%, respectively. For Cu, Fe, Mn and Zn, the average removal efficiencies of anaerobic treatment systems, on the whole I reached 94, 88, 78 and 92% respectively, and set II, 82, 80, 81 and 90% respectively. With the inclusion of aerobic RBS in the set II, increased efficiencies, reaching values of 98, 73 and 82% for total COD, total-P and NK, respectively, and 88, 91, 86, 99 and 99.3% for Cu, Fe, Mn, Zn and thermotolerant coliforms, respectively. The reuse of treated effluent and raw manure, did not promote changes in the productivity of maize and sorghum, however, 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 considerably less.

KEYWORDS: systems treatment combined, pig manure, aerobic post-treatment, pollution, wastes.

I. INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos maiores produtores de carne suína do mundo, com a perspectiva de aumento na produção e exportações nos próximos anos.

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), num período de dez anos, de 1999 a 2009, o rebanho suíno brasileiro aumentou de 30 milhões para 38 milhões de cabeças ou seja um aumento de aproximadamente 23,4 % (IBGE, 2011), obtendo o terceiro maior rebanho mundial de suínos.

A suinocultura também possui grande importância socioeconômica no país, pois aproximadamente 730 mil pessoas, segundo estimativas, dependem diretamente dela, gerando a renda de mais de 2,7 milhões de pessoas (ROPPA, 2002). Assim a suinocultura é uma das atividades agropecuárias de maior relevância econômica no país atualmente.

A problemática da exploração desta atividade é a grande produção de resíduos orgânicos com elevado poder poluente, que pode causar grandes impactos ambientais, se manejados inadequadamente. Segundo BARTHOLOMEU et al. (2006), são gerados mais de nove milhões de litros de dejetos diariamente, somente no Estado de São Paulo. Os dejetos da suinocultura possuem grande quantidade de patógenos, e em termos de matéria orgânica e nutrientes, podem ser até cem vezes mais poluentes do que o esgoto doméstico.

Com o aumento do número de animais por propriedade, e pela adoção dos sistemas de produção em confinamento nas últimas décadas, o problema ambiental dos dejetos tem se agravado. A alta densidade populacional de suínos nesses sistemas, em pequenas áreas de produção, com conseqüente geração de maiores volumes de dejetos, pode ocasionar sérios problemas sanitários e ambientais, com a disposição sistemática e indiscriminada no solo e em corpos de água (FERNANDES e OLIVEIRA, 2006).

Nas pequenas propriedades, frequentemente se utilizam o dejetos bruto como adubo, fazendo do solo o receptor final para dispor as águas residuárias de

suinocultura. A pouca área disponível para o cultivo, com grandes volumes de dejetos para dispor, causa a sobrecarga de dejetos por unidade de área nessas propriedades suícolas (SEGANFREDO, 2007). Com o excesso dos dejetos pode ocorrer a percolação de nitratos não aproveitados pelas culturas, e patógenos no perfil no solo, chegando a contaminar águas de subsuperfície, ou então por escoamento e erosão, cursos d'água próximos à área adubada.

Por outro lado, é enorme o potencial de utilização do dejetos de suínos como fertilizante para as lavouras, quando utilizado em doses corretas. Segundo BEZERRA e VEIGA (2000) 30 mil toneladas do esterco podem fornecer, por exemplo, o equivalente a 136,9 mil toneladas de superfosfato simples.

O tratamento anaeróbico é uma alternativa para a mitigação dos impactos ambientais causados em corpos d'água e para a viabilização do uso dos dejetos de suínos na agricultura. Promove a redução da carga poluente e patógenos dessas águas, consumindo pouco nitrogênio e fósforo, os quais permanecem nos efluentes em sua maior parte, e podem ser aproveitáveis pelas plantas.

O reúso do efluente pós-tratado na fertirrigação pode proporcionar a diminuição dos custos, pela economia do uso de fertilizantes para a produção de alimentos. O tratamento anaeróbico também disponibiliza uma fonte de energia na forma de biogás, a qual reduz a emissão de gases de efeito estufa, quando utiliza-se o metano no processo de produção, com possibilidades ainda de ganhos financeiros para o agricultor por meio de créditos de carbono.

O tratamento anaeróbico com os reatores de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) representam tecnologia atraente, pois apresentam vantagens como baixa produção de lodo, pequena área de instalação e baixo consumo de energia (CHERNICHARO, 2007). Porém, os elevados teores de material particulado, de difícil hidrólise, presentes nas águas residuárias de suinocultura, prejudicam a qualidade dos efluentes dos reatores UASB. Nesse sentido, pesquisas têm melhorado a remoção de poluentes, utilizando reatores anaeróbicos em dois estágios, com ganhos consideráveis de estabilidade do sistema e qualidade do efluente, pela inclusão do segundo reator em série, com volume reduzido (fonte).

Entretanto, dificilmente os reatores anaeróbios geram efluentes que atendam aos padrões previstos na legislação para disposição em corpos de água (FORESTI et al., 2006), e a redução de patógenos promovida normalmente não é suficiente para atender aos padrões internacionais previstos por exemplo nas diretrizes da organização mundial da saúde (WHO, 2006), para que se permita a fertirrigação de culturas, necessitando pós tratamento para a redução principalmente de patógenos antes que se disponha as águas residuárias no meio ambiente.

Portanto têm-se aplicado com sucesso o tratamento combinado anaeróbio-aeróbio, utilizando-se reatores anaeróbios do tipo UASB seguidos de reator aeróbio, por exemplo do tipo RBS (reator em batelada sequencial). O pós-tratamento aeróbio atua removendo os componentes pouco afetados durante o processo anaeróbio, e reduz significativamente o teor de patógenos. Para as águas residuárias de suinocultura, isso, poderia viabilizar o reúso na fertirrigação de culturas, obedecendo padrões internacionais, e ao mesmo tempo atingir os padrões para disposição em corpos d'água previstos na legislação nacional.

Os objetivos desse trabalho, com a operação dos dois conjuntos de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), instalados em série e o pós-tratamento do efluente em um reator aeróbio contínuo operado em bateladas seqüenciais (RBS) no tratamento de águas residuárias de suinocultura e reúso na produção de milho e sorgo foram:

Etapa I:

- Avaliar o desempenho de dois conjuntos de reatores anaeróbios com manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) em série, submetidos a diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH) e carga orgânica volumétrica (COV) no tratamento de águas residuárias de suinocultura;

- Avaliar o desempenho do reator aeróbio operado em batelada seqüencial (RBS) no pós-tratamento dos efluentes dos reatores UASB;

Etapa II:

- Avaliar os efeitos da substituição da adubação nitrogenada sintética nas culturas do milho e sorgo, e no solo a curto prazo, pelos seguintes efluentes obtidos na etapa I: esterco suíno bruto; água residuária de suinocultura tratada em sistema de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), operando em série, e sistema de reatores anaeróbios UASB em dois estágios seguidos de tratamento aeróbio em reator operado em batelada seqüencial (RSB).

II. REVISÃO DE LITERATURA**2.1 Panorama da suinocultura: Brasil e mundo.**

A suinocultura é uma atividade de destacada importância mundial na segurança alimentar e na economia global. A capacidade de reprodução e a facilidade de manejo da espécie suína (ROPPA, 2003), permitem que a atividade seja uma das principais fontes de proteína animal para alimentação humana, sendo a carne mais consumida em todo o mundo (USEPA, 2011).

Nos últimos três anos, de 2008 a 2010 o consumo mundial de carne suína aumentou. Em 2007 eram de 94,4 milhões de toneladas, e em 2010 foi de 101,8 milhões de toneladas (equivalente-carcaça) (ANUALPEC, 2010) registrando aumento de 7,8% (média anual de 2,6%).

A carne suína representa 43 % do consumo mundial de carnes (USEPA, 2011), e para suprir essa demanda crescente, têm-se um rebanho mundial de mais de 802 milhões de cabeças. Desses animais, 91% estão distribuídos entre os quatro maiores produtores mundiais: China, União Européia (considerada como um único país na contabilização dos dados), EUA e Brasil.

O Brasil como detentor do quarto maior rebanho do mundo possui mais de 35 milhões de cabeças, número que supera, por exemplo, Rússia e Canadá, segundo dados do USDA (ANUALPEC, 2010) (Tabela 1), sendo a suinocultura um dos setores mais expressivos da atividade pecuária brasileira (SUPTITZ et al, 2009).

Segundo NOGUEIRA e SILVA (2006) a suinocultura movimenta cerca de US\$

1,56 bilhões anuais, sendo importante como fonte de renda e estabilidade social, uma vez que é praticada em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades rurais do Brasil, dentre as quais 80% possuem área inferior a 100 ha. Assim, realizada predominantemente em pequenas propriedades rurais, traz benefícios favorecendo a fixação do homem no campo (PRIOR et al., 2009).

TABELA 1. Rebanho mundial de suínos de 2007 a 2009, considerando a União Européia (EU) como um único país.

País	2007	2008	2009
<i>Mil toneladas de equivalente-carcaça</i>			
China	439.895	462.913	485.005
UE	159.732	152.960	149.250
EUA	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.

Portanto, a criação de suínos possibilita além da produção de alimento, a geração de emprego e renda, com redução do êxodo rural, deixando evidente a relevância econômica e social da atividade no complexo agropecuário brasileiro.

Ademais a sua importância econômica e social, a suinocultura é também fonte de preocupação ambiental no Brasil, uma vez que gera grandes quantidades de resíduos de elevada capacidade poluidora, os quais dispostos de maneira inadequada provocam impactos consideráveis no meio ambiente (KUNZ et al. 2009a). Em alguns países da Europa, a atividade esta sendo desestimulada pois os custos para despoluir são maiores do que as receitas, a ponto de grandes produtores mundiais como Holanda e Alemanha diminuírem os rebanhos (TAKITANE, 2001).

2.2 Características das águas residuárias de suinocultura.

O volume de dejetos líquidos produzidos varia de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais. Segundo GONÇALVES (2002), para os suínos, os volumes de dejetos são decrescentes de 8,5 a 4,9% de seu peso vivo/dia, na faixa de 15 a 100 kg, dependendo também do manejo, do tipo de bebedouro e do sistema de higienização adotado, da frequência e do volume de água utilizado, bem como do número e da categoria dos animais.

Considerando separadamente os sistemas ou núcleos de produção dentro de uma granja suínica, KONZEN (2006) cita que na gestação, cada fêmea alojada produz em torno de 16 litros de dejetos por dia. Já na maternidade, essa quantidade se eleva para 27 litros de dejetos por fêmea/dia. Na creche, os leitões produzem 1,4 litro/animal/dia. Na fase de crescimento e terminação, esse valor varia de 13 a 15 litros por suíno/dia. O autor cita ainda que normalmente para o ciclo completo se considera uma geração de 150 a 170 litros de dejetos por fêmea no plantel e de 35 a 40 L/dia de dejetos para o núcleo de produção de leitões, por matriz. Segundo BRANDÃO et al. (1999), de maneira geral, cada suíno produz em média 10 litros de dejetos líquidos por dia.

As excretas dos suínos, em termos comparativos, possuem capacidade poluente muito superior à de outras espécies, em face da limitada eficiência do processo de digestão desses animais (NOGUEIRA e SILVA, 2006). Segundo LINDNER (1999) *apud* DIESEL et al (2002), utilizando-se o conceito de equivalente populacional, a poluição gerada por um suíno equivale em média ao produzido por 3,5 pessoas. Desse modo, uma granja com 600 animais possui poder poluente semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 2.100 pessoas (DIESEL et al., 2002).

Na Tabela 2, estão apresentados valores de DQO, SST e concentração de alguns nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cobre e zinco), observados por vários autores, em águas residuárias sem tratamento, para suínos em fase de terminação manejados em lâmina de água, onde é possível verificar a variação dos valores para esse tipo de manejo dos animais.

Segundo BLEY JUNIOR (1997) os suínos excretam 30% de sua alimentação em estado praticamente intacto. Assim, a liberação de micronutrientes (ferro, cobalto, cobre, sódio, manganês, zinco) e macronutrientes (nitrogênio, potássio, fósforo, cálcio, magnésio) nos dejetos, depende dos níveis dos elementos presentes nas dietas, uma vez que a ração é a sua fonte primária (RAMIRES, 2005). De acordo com OLIVEIRA (2011), um suíno pode eliminar de 15 a 20% do N ingerido, nas fezes e de 45 a 50% na urina (total de 60 a 70%). BARNETT (1994) verificou que para o fósforo a eliminação nos dejetos pode ser de 77% do ingerido.

TABELA 2. Valores máximos de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total kjedahl (NK), fósforo (P-total), K, Cu e Zn observados por vários autores em águas residuárias de suínos em fase de terminação, manejados em lâmina de água.

Autores	Atributos (mg/L)						
	DQO	SST	NK	P	K	Cu	Zn
CHIARELLI e OLIVEIRA (2009)	41090	21705	1680	323	474	3,1	15,4
ABREU NETO e OLIVEIRA (2009)	28770	13001	1156	781	206	11,4	18,4
SANTANA e OLIVEIRA (2008)	21478	11511	910	616	412	2,4	5,6
DUDA e OLIVERA (2009)	18848	10696	1116	488	292	8,2	11,1

Quando dispostos em corpos de água, as águas residuárias de suinocultura que possuem elevados teores de nutrientes, principalmente de N e P, e matéria orgânica, causam a proliferação de algas promovendo a eutrofização, depleção de oxigênio e o comprometimento das espécies aquáticas (BONFANTE, 2010).

No Brasil, o procedimento mais comum, é o armazenamento dos dejetos de suínos em esterqueiras ou lagoas, com posterior aplicação no solo (KUNZ et al., 2004), e nesse caso, a falta de controle na disposição dessas águas residuárias no solo, pode levar à perda de nutrientes, principalmente de NO_3 por lixiviação contaminando águas de subsuperfície, e de N e P por escoamento superficial em direção aos cursos de água (AITA e GIACOMINI, 2008).

Os dejetos de suínos geralmente apresentam elevados teores de Cu e Zn. GIROTTO (2007) relata que o fato ocorre em virtude da adição de quantidades excessivas desses micronutrientes nas rações, na forma de suplementos dietéticos e promotores de crescimento, para aumentar a absorção destes pelos animais. O Fe também é encontrado em elevadas concentrações, uma vez que, injetável ou via ração, é sistematicamente empregado para combate à anemia ferropriva que acomete principalmente leitões criados em piso sem acesso ao solo (COALHO et al., 2009). De acordo com LUDKE e LUDKE (2002) aproximadamente 70 a 95% do cobre, zinco, ferro e outros minerais consumidos são excretados pelos suínos.

Portanto a disposição sistemática de dejetos de suínos em solos agrícolas pode levar ao acúmulo de cobre e zinco, que embora sejam encontrados naturalmente no solo e essenciais ao crescimento das plantas, se tornam fitotóxicos quando em elevadas concentrações. Quando não são absorvidos pelas plantas, esses metais podem percolar ou ser transportados pela água da chuva, causando a contaminação de fontes de água subterrâneas e superficiais (NICHOLSON et al. 1999; PATTERSON, 1984; CHOI, 1985; WESTERMAN et al. 1987, *apud* FERREIRA, 2001).

GOMES et al. (2009) avaliaram a influência do manejo de higienização no volume e na composição dos resíduos gerados, num sistema de lâmina de água, submetido a duas condições: (1) limpeza da lâmina a cada 48 horas seguida de preenchimento total da lâmina com água de poço, e (2) limpeza a cada 24 horas seguida de preenchimento de apenas $\frac{1}{4}$ da lâmina deixando o restante para completar com água de desperdício dos bebedouros. Foram observados valores de DQO de 31440 mg L^{-1} e de 29599 mg L^{-1} nas condições 1 e 2, respectivamente. Também observou geração de maior volume de dejetos na condição 1, embora com menor consumo de água para limpeza, indicando que o desperdício de água dos bebedouros foi fator determinante para tal.

Além do tipo de manejo dos animais, também a forma de armazenamento dos dejetos recém coletados, promovem variações nas características do resíduo final gerado. Na Tabela 3, estão apresentadas as características dos dejetos produzidos em uma unidade de crescimento e terminação de suínos da EMBRAPA Suínos e Aves,

com manejo dos dejetos em fossa de retenção, obtidos por MANHÃES (1996) *apud* PERDOMO (1996) onde é possível notar a faixa de variação para DQO, SST, nitrogênio, fósforo e potássio, nesse tipo de manejo dos dejetos.

Como parte integrante dos dejetos de suínos também deve-se considerar os microrganismos. Muitos deles são agentes patogênicos, e podem causar doenças ao homem. Alguns agentes causadores de doenças que podem estar presentes nas excretas de suínos. Segundo ZIEMER (2010) são: (a) Bacterias: *Bacillus anthracis*, *Brucella* spp., *Chlamydia* spp., *Leptospira* spp., *Mycobacterium* spp., *Salmonella* spp, *Escherichia coli*, *Campylobacter* spp, *Yersinia* spp e *Listeria monocytogenes*; (b) vírus: Influenza, hepatite E, Calcivirus, Sapovirus, Rotavirus; (c) Parasitos: *Ascaris* spp, *Cryptosporidium* spp, *Giardia* spp.

TABELA 3. Características químicas e físicas dos dejetos (mg/L) produzidos em uma unidade de crescimento e terminação manejada em fossa de retenção, obtidos no Sistema de Produção de Suínos da Embrapa Suínos e Aves.

Atributo	Mínimo	Máximo	Média
DQO	11530	38448	25543
SST	12697	49432	22399
Nitrogênio total	1660	3710	2374
Fósforo total	320	1180	578
Potássio total	260	1140	536

Fonte: Manhães (1996), adaptada por PERDOMO (1996). Resultados de análises laboratoriais do CNPSA – Embrapa. Concórdia, SC.

Portanto, o lançamento de águas residuárias de suínos não tratadas no solo, rios e lagos, constitui-se risco potencial para o aparecimento ou recrudescimento de doenças (verminoses, hepatite, entre outras) (OLIVEIRA, 2004).

No Brasil, a suinocultura já protagonizou casos graves de contaminação por microrganismos patogênicos. Em Santa Catarina, que possui o maior rebanho de suínos do país, de 1985 a 1998, técnicos realizaram 18.000 exames bacteriológicos da água de consumo de famílias rurais, abrangendo todo o estado. Os resultados

indicaram contaminação bacteriológica em média, para oito de cada dez amostras examinadas, principalmente por coliformes termotolerantes (BEZERRA e VEIGA, 2000).

2.2 Reúso de águas residuárias de suinocultura

2.2.1 Águas residuárias de suinocultura como fonte de nutrientes na agricultura

O elevado teor de nutrientes presentes nos dejetos, deve ser visto como oportunidade para a agricultura. As águas residuárias de suinocultura podem significar economia de insumos e energia, caso esses resíduos venham a ser utilizados na adubação de culturas, de forma equilibrada agronomicamente e ambientalmente.

A utilização de resíduos na nutrição de plantas aumentou, substituindo, complementando e reduzindo o uso de fertilizantes sintéticos. Além da economia em divisas e energia para o agricultor e o país, traz outros benefícios como melhorias nas propriedades físicas e microbiológicas do solo (BERTON, 1997). Com adubação mineral suplementar pode propiciar níveis de produtividade acima do alcançável com o uso exclusivo de adubos sintéticos.

Segundo BERTON (1997), os nutrientes presentes em adubos orgânicos, principalmente o nitrogênio e o fósforo, possuem liberação mais lenta que a dos adubos minerais. Essa liberação é dependente da mineralização da matéria orgânica, e proporciona disponibilidade ao longo do tempo, o que muitas vezes favorece o aproveitamento dos nutrientes pelas plantas.

No Brasil, considerando-se o rebanho e a quantidade média de dejetos de 10 L/dia por suíno, pode-se estimar geração de aproximadamente 351.000 m³ diários de efluentes com alto poder poluente, cujo teor de nitrogênio levaria à economia de adubos nitrogenados, caso fossem utilizados na agricultura (BRANDÃO et al., 1999).

Segundo OLIVEIRA (1997), cada quilograma ou litro de dejetos desperdiçado representa grande prejuízo ao ambiente e perda significativa para o produtor, o qual poderia transformá-lo em produção de alimentos, por exemplo, o milho, com conseqüente reflexo no custo de produção do suíno.

2.2.2 Adubação com águas residuárias de suinocultura: efeitos nas plantas

Muitos trabalhos têm sido realizados para avaliar o potencial agrônômico dos dejetos suínos, com bons resultados de produtividade em diversas culturas. 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.

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 com ARB e ARP equivalentes a 45 e 46 t ha⁻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 e altura de espigas, e ainda peso de espigas.

2.2.2 Adubação com águas residuárias de suinocultura: efeitos no solo

Os efeitos da aplicação de águas residuárias de suinocultura no solo também são importantes, e merecem atenção especial. Nas últimas décadas, a busca por índices máximos de produtividade levou à adoção de sistemas de confinamento com elevadas densidades de animais e grande escala (KUNZ, et al 2009b). Esses sistemas de confinamento, reconhecidamente de alta tecnificação, produtividade e regularidade de produção, elevaram a sobrecarga de dejetos por unidade de área nas propriedades quando se usa o solo para disposição, uma vez que o processo de concentração de animais se mantém crescente e a estrutura fundiária e proporção de terras agricultáveis permanecem a mesma (SEGANFREDO, 2007).

Segundo GLEBER et al. (2007) a aplicação de grandes quantidades de dejetos suínos ao solo, de maneira continuada, considerada por muitos a maneira mais prática e econômica de dispô-los, pode ocasionar acúmulo de elementos químicos

contaminantes e de agentes biológicos, causando problemas de saúde pública. Desse modo, a aplicação sistemática de ARS bruta numa mesma área sem critérios, pode trazer sérios problemas ao solo.

OLIVEIRA et al. (2000) relataram que líquidos com alta concentração de sólidos podem provocar alteração na capacidade de infiltração do solo, provocada por entupimento de poros e pela formação de crosta em sua superfície. Os mesmos autores aplicaram ARS com concentrações de sólidos totais de 2,4; 7,0; 16,3 e 26,9 g L⁻¹ em solo podzólico Vermelho-amarelo e concluíram que o aumento da concentração de sólidos totais da ARS provocou redução na capacidade de infiltração do solo, intensificada com aplicações sucessivas.

FREITAS et al. (2004) aplicaram lâminas de águas residuárias de suinocultura de 153, 280, 416 e 556 mm, correspondentes a 50, 100, 150 e 200% da evapotranspiração potencial de referência, e verificaram que as duas maiores doses tornaram o solo salino.

Além desses problemas, a aplicação de água residuária bruta de suínos continuada e sem critérios, pode promover a lixiviação do excesso de nitratos não absorvidos pelas culturas, para as águas subterrâneas. E também, segundo CUNHA (2007) causar a contaminação de cursos de água, de forma indireta, através do escoamento superficial em pastagens e lavouras adubadas com os dejetos.

Assim, o tratamento de águas residuárias de suinocultura antes do seu uso na agricultura é conveniente, pois promove a estabilização e a redução do seu poder poluente, elevando a capacidade suporte do solo.

2.2.3 Reúso de águas residuárias e contaminação por microrganismos patogênicos

A água residuária de suinocultura constitui-se num veículo para microrganismos causadores de doenças. O tratamento adequado do dejetos bruto pode ser requerido para remoção destes patógenos antes do emprego na adubação de culturas. Diversos

autores têm observado a contaminação do solo, plantas e produtos agrícolas por coliformes, com o reúso de dejetos brutos em culturas agrícolas.

BAUMGARTNER et al. (2007), em experimento de uso de águas residuárias na cultura da alface, avaliaram atributos agrônômicos e de contaminação, por meio dos tratamentos: irrigação com água de origem subterrânea + adubação suplementar; irrigação com água residuária de viveiro de peixes alimentados com ração, irrigação com água residuária originária de lagoa de estabilização de dejetos suínos, e irrigação com água de lagoa de cultivo de algas alimentada com resíduo de biodigestor (biofertilizante) de dejetos de suínos, e não observou diferenças significativas entre os atributos agrônômicos, exceto o comprimento da maior folha e número de folhas, que foram obtidos com as águas de viveiro de peixes e as águas de lagoa de cultivo de algas com biofertilizante. Os mesmos autores observaram, no entanto, contaminação por coliformes termotolerantes e totais em todos os tratamentos.

Não existem leis específicas, a nível federal, restringindo o uso de águas residuárias de animais na agricultura, porém, em termos de contaminação microbiológica, pode-se tomar como referência a Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2005). Esta prevê o limite de 4000 coliformes termotolerantes por 100 mL para que se considere as águas de um corpo de água doce como sendo adequadas ao uso em irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras. Para a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de películas, o número de coliformes termotolerantes deve ser reduzido para 200 por 100 mL.

No estado de São Paulo, o artigo 53 do Decreto 8468, de 8 de setembro de 1976, estabelece que resíduos de qualquer natureza, portadores de patógenos, ou de alta toxicidade, a critério da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), deverão sofrer, antes de sua disposição final no solo, tratamento e/ou condicionamento adequados, fixados em projetos específicos, que atendam aos requisitos de proteção ao meio ambiente.

Além destas leis existem diretrizes para redução dos riscos à saúde humana pelo reúso de águas residuárias na agricultura, publicadas por órgãos internacionais como a Organização Mundial da Saúde. A Organização Mundial da Saúde - OMS (WHO, 1989), propôs um limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mL, para irrigação de culturas com águas residuárias de excretas. Em 2006, a OMS publicou um relatório com detalhamento baseado em estudos, o qual estabeleceu limites de 10^0 a 10^6 coliformes termotolerantes por 100 mL em águas residuárias tratadas, de acordo com o tipo de irrigação, forma de consumo da cultura e grau de exposição do(s) grupo(s) de risco (WHO, 2006). Esses limites estão organizados em categorias de A a H, que expressam os níveis de tratamento necessários (níveis de remoção), para que sejam atingidos os referidos valores limites de coliformes termotolerantes nas águas após o tratamento (Tabela 4).

No entanto, existem agências reguladoras locais, que, em alguns países, estabelecem diretrizes ainda mais restritivas. Nos EUA, em vários estados, a irrigação de culturas com águas residuárias de excretas é proibida, enquanto em outros estados, essa prática é aceita somente para culturas que se destinam a algum processamento industrial ou que não sejam consumidas cruas. Nesse país, muitos estados requerem um alto nível de tratamento para irrigação de culturas comestíveis com águas residuárias, sendo que os valores de parâmetros de qualidade, variam largamente com o tipo de irrigação a ser empregado e com o tipo de cultura. Por exemplo, para alimentos consumidos crus, a lei no estado de Washington requer que a água reutilizada seja oxidada e desinfetada quando da aplicação em superfície, com uma média de coliformes totais de 2,2/100 mL (U.S. EPA, 2004).

Assim, o tratamento de águas residuárias de suinocultura para disposição no solo é indispensável. De acordo com PERDOMO e LIMA (1998), qualquer que seja a forma de aplicação no solo, os órgãos de fiscalização e proteção ambiental recomendam fazê-lo após o armazenamento dos dejetos por 120 dias. No estado de Santa Catarina, por exemplo, uma portaria elaborada pela Fundação de Meio Ambiente (FATMA), preconiza o armazenamento dos dejetos de suínos pelo período mínimo de 120 dias antes de ser aplicado no solo, o que teria a finalidade de garantir, por meio de

processos anaeróbios, a decomposição do material carbonáceo, a transformação de compostos nitrogenados e a adsorção do fósforo, além da redução dos microrganismos patogênicos (SANTOS et al., 2007).

TABELA 4. Níveis de monitoramento (*E. coli* por 100 mL de águas tratadas) para os vários níveis de tratamento, nas categorias de A a H.

Tipo de irrigação	Categoria	Remoção requerida de patógenos pelo sistema de tratamento (unidades log)	Nível de Monitoramento (<i>E. coli</i> por 100 mL)	Notas
Irrestrita	A	4	$\leq 10^3$	Raízes
	B	3	$\leq 10^4$	Folhosas
	C	2	$\leq 10^5$	Irrigação por gotejamento, de culturas de maior porte
	D	4	$\leq 10^3$	Irrigação por gotejamento, de culturas que crescem rente ao solo
	E	6 ou 7	$\leq 10^1$ ou $\leq 10^0$	Níveis dependem dos requerimentos da agência reguladora local
Limitada	F	3	$\leq 10^4$	Agricultura com uso intensivo de mão de obra (proteção de adultos, e crianças abaixo de 15 anos)
	G	2	$\leq 10^5$	Agricultura altamente mecanizada
	H	0,5	$\leq 10^6$	Remoção de patógenos em tanque séptico

Fonte: Adaptado de WHO (2006)

Porém, para satisfazer essa determinação de TDH, seriam necessários sistemas de dimensões elevadas, que pudessem comportar o volume diário de dejetos gerados pelo plantel ao longo desses 120 dias, somado ao volume de águas de chuvas e de higienização, necessitando de área de tamanho considerável para sua construção. Além disso, somente com esse armazenamento, os níveis de remoção para patógenos não são satisfatórios. SANTOS et al. (2007) ao estudar sistemas de armazenamento

com o referido TDH, em três propriedades diferentes no município de Concórdia, Santa Catarina, com amostragens de 0 a 120 dias de armazenamento, concluíram que não houve redução do número mais provável (NMP) de coliformes termotolerantes e totais o que dificulta a disposição segura dos dejetos.

SILVA (1973) *apud* SEIXAS (1994) relatam que em dejetos de suínos as contagens de coliformes médias são de $3,3 \times 10^6$ NMP/100 mL para os termotolerantes e de $8,9 \times 10^9$ NMP/100 mL para os totais, o que foi confirmado, considerando-se os valores encontrados por FERREIRA et al. (2003), RAMIRES e OLIVEIRA (2005), RAMIRES et al. (2005), ABREU NETO e OLIVEIRA (2007), DUDA e OLIVEIRA (2007), entre outros.

Dessa forma, diversos sistemas têm sido estudados, com o objetivo de tratar as águas residuárias de suinocultura buscando a utilização de menores áreas, em conjuntos cada vez mais compactos, com consumo energético cada vez mais baixo e maior remoção possível de patógenos, visando sempre atingir qualidade que atenda às condições e padrões dos corpos de água receptores, e/ou de lançamento dos efluentes, ou aceitáveis para uso na agricultura. Frente a estes desafios, com os sistemas de tratamento anaeróbio, como alternativa de tratamento secundário, têm-se obtido resultados de desempenho satisfatórios, com simplicidade e baixo custo de construção e operação, e baixas demandas de área para implantação, consequência dos reduzidos TDH utilizados.

2.2.4 Tratamento anaeróbio e reatores UASB na suinocultura.

A utilização de processos anaeróbios para o tratamento de resíduos, segundo VAZOLLER (2005), possui várias vantagens sobre os processos aeróbios, tais como a baixa produção de lodo, poucos requerimentos nutricionais à fermentação, baixo ou nenhum gasto de energia, aplicação de elevadas cargas orgânicas, recuperação potencial de energia na forma de metano (biogás), degradação de certos compostos tóxicos, tais como os halogenados, recalcitrantes à degradação aeróbia, e habilidade em preservar a atividade do lodo por longos períodos sob ausência de alimentação.

A digestão anaeróbia é um processo biológico realizado por diversas populações de bactérias, que ocorre na ausência de oxigênio livre. Nesse processo, os microrganismos convertem a matéria orgânica em uma mistura de metano, dióxido de carbono e pequenas quantidades de hidrogênio (biogás). O biogás pode ser utilizado como combustível devido às elevadas concentrações de metano, geralmente na faixa de 55% a 70%. O efluente líquido final do processo integra a parcela da matéria orgânica não convertida em forma solúvel e estável, podendo ser empregado como fertilizante. A digestão pode ser realizada em diferentes tipos de reatores, também chamados digestores ou biodigestores (NOGUEIRA, 1986).

Conforme CHERNICHARO (1997), o processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em quatro estágios seqüenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Na hidrólise, o material orgânico particulado, é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular, através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. As proteínas são degradadas a aminoácidos, os carboidratos se transformam em açúcares solúveis e os lipídeos são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa (C_{15} e C_{17}) e glicerina (FERNANDES, 2004).

Na acidogênese, os produtos solubilizados oriundos da fase de hidrólise são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e excretados na forma de substâncias orgânicas mais simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático, e compostos minerais como o gás carbônico, o hidrogênio, a amônia e o sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas (CHERNICHARO, 2007).

Na etapa de acetogênese, os álcoois, ácidos graxos e compostos aromáticos gerados na etapa anterior, são oxidados pelas bactérias acetogênicas em substratos apropriados (ácido acético, CO_2 e hidrogênio) para as bactérias metanogênicas (ARCHER & KIRSOP, 1991; BITTON, 1994). Na última etapa, a metanogênese, o hidrogênio, dióxido de carbono e o acetato são finalmente convertidos em metano.

Os sistemas de tratamento anaeróbio conhecidos como de “alta taxa”, cujo uso já se encontra consolidado para águas residuárias de origem doméstica e da indústria alimentícia, são estudados como a possível solução para o tratamento de águas

residuárias de origem animal, sobretudo de suínos, que se constituem em grande problema ambiental. Esses sistemas de alta taxa caracterizam-se pela capacidade de reter grandes quantidades de biomassa, de elevada atividade, mesmo com a aplicação de baixos TDH. Assim, consegue-se manter um elevado tempo de retenção celular, mesmo com aplicação de elevadas cargas hidráulicas e orgânicas no reator anaeróbio. O resultado é a obtenção de reatores compactos, com volumes inferiores aos digestores anaeróbios convencionais, mantendo-se, no entanto, o elevado grau de estabilização da matéria orgânica (CHERNICHARO, 1997). Dentre os reatores de alta taxa, merecem destaque os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), cujos bons resultados têm sido demonstrados em diversos experimentos, sobretudo na remoção de patógenos das águas residuárias de suinocultura.

De acordo com CARRINGTON et al. (1982), os atributos operacionais dos reatores anaeróbios, como a temperatura, concentração de sólidos totais do afluente, TDH, concentração de ácidos voláteis e pH são importantes na determinação da taxa de redução decimal ou tempo de sobrevivência de microrganismos patogênicos durante a digestão anaeróbia.

FERREIRA et al. (2003) verificaram que o tratamento de águas residuárias de suinocultura, pré-decantadas, com teores de sólidos totais de 2478 e 2934 mg L⁻¹, em reatores UASB de 705 L, instalados em série, com TDH de 30 h foi eficiente na diminuição de coliformes termotolerantes, alcançando remoções de 99,87% e valores de 2,7x10⁵ NMP/100 mL no efluente tratado. Com a redução do TDH para 15 h as remoções diminuíram para 95,71% e os valores no efluente tratado aumentaram para 9,0x10⁶ NMP/100 mL.

PEREIRA-RAMIREZ et al. (2003) trataram águas residuárias de suinocultura em reatores UASB (de 16 L) seguido de filtro anaeróbio (de 12 L), com carga orgânica volumétrica de 8 a 15 g DQOtotal (m³ d)⁻¹ e TDH de 8,5 a 12 h, e observaram remoção de coliformes termotolerantes em torno de 4 unidades logarítmicas.

Avaliando um sistema de tratamento piloto com dois reatores UASB em série, RAMIRES e OLIVEIRA (2005), ao tratar águas residuárias de suinocultura com sólidos suspensos totais (SST) de 4900 a 12900 mg L⁻¹, obtiveram remoções de coliformes

totais de 99,99% com TDH de 43 h e de 99,81% com TDH de 22 h e de coliformes termotolerantes de 99,99 e 99,73% para os dois TDH, respectivamente. O remanescente de coliformes totais variou de $2,1 \times 10^5$ a $1,4 \times 10^6$ NMP/100 mL e de coliformes termotolerantes de $4,7 \times 10^4$ a $1,4 \times 10^6$ NMP/100 mL de efluente tratado.

RAMIRES et al. (2005) avaliaram o desempenho de um conjunto com reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB, com TDH de 56 a 18 h no primeiro reator e de 13 a 4 h no segundo reator, no tratamento de águas residuárias de suinocultura com concentrações de SST em torno de 6000 mg L^{-1} . Concluíram que o tratamento anaeróbio foi eficiente na remoção de coliformes totais e termotolerantes, com valores médios no afluente de $1,1 \times 10^{10}$ a $2,2 \times 10^{11}$ NMP/100 mL e de $2,7 \times 10^9$ a $1,1 \times 10^{10}$ NMP/100 mL, foram reduzidos no efluente tratado para $8,2 \times 10^4$ a $4,3 \times 10^6$ NMP/100 mL e para $1,5 \times 10^5$ a $8,4 \times 10^5$ NMP/100 mL, respectivamente.

ABREU NETO e OLIVEIRA (2007) utilizando um sistema de tratamento em dois estágios, com o reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB, trataram águas residuárias de suinocultura com SST de 4500 a 13000 mg L^{-1} , aplicando TDH de 74 a 27 h no sistema de tratamento e obtiveram remoções de coliformes termotolerantes de 92,773% a 99,651%, concluindo, que apesar da elevada remoção, os valores no efluente tratado variaram de $5,8 \times 10^6$ a $1,5 \times 10^5$ NMP/100 mL, ainda restringindo a utilização na irrigação de plantas.

Além da remoção de patógenos das águas residuárias, os reatores UASB removem de forma eficiente o excesso de nutrientes. Esses nutrientes são concentrados no lodo, o qual é descartado na forma já estabilizada e após secagem pode ser transportado e utilizado como fertilizante pelo agricultor em áreas adjacentes.

Quanto ao remanescente de nutrientes e matéria orgânica nos efluentes tratados, estudos têm sido realizados com uso de reatores UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura, buscando enquadramento à legislação vigente para disposição em corpos de água. Segundo CHIARELLI e OLIVEIRA (2009), os reatores UASB têm sido muito estudados em um e dois estágios, e de maneira geral os resultados obtidos têm sido satisfatórios, com eficiências de remoção de DQO e sólidos acima de 80% com COV de 5 a $40 \text{ g DQO (L d)}^{-1}$.

Avaliando eficiências de remoção de nutrientes e matéria orgânica, em reatores UASB em dois estágios, com volumes de 908 e 188 L, para o primeiro e segundo reatores, respectivamente, alimentados com águas residuárias de suinocultura com concentrações médias de SST de 4940 a 12860 mg L⁻¹, RAMIRES (2005), observou eficiências médias de remoção de P-total, NTK e N-org variando de 60,0 a 66,4%; de 37,5 a 62,4% e de 82,9 a 94,6%, respectivamente, para o sistema de tratamento, e de remoção de Fe e Cu variando de 80,4 a 93,7% e de 81,2 a 88,6% respectivamente, para o sistema de tratamento. Para DQO_{total} o autor observou eficiências variando de 57,0 a 84,0% no primeiro reator e de 46,0 a 49,3% no segundo reator, resultando em eficiências de 81,0 a 91,7% no sistema de tratamento em dois estágios.

PEREIRA (2003) operando dois reatores UASB de bancada com volumes de 39,0 e 10,5 L, em série, alimentados com águas residuárias de suinocultura com concentração de SST de 5 g L⁻¹ e DQO em torno de 12 g L⁻¹, com COV de 4,55 a 18,65 g DQO total (L d)⁻¹ no primeiro reator, observou eficiências médias de remoção de DQO total no sistema de tratamento de 79 a 95%, de SST de 73 a 94%, de NTK e N-org., de 17 a 22% e 76 a 88%, respectivamente, e do P-total de 48 a 62% para o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios.

2.2.5 Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

Os sistemas de tratamento de águas residuárias provenientes de suinoculturas são de grande importância sanitária e ambiental, em virtude do rápido aumento da atividade de produção de suínos, particularmente, em pequenas áreas de produção, concentrando grandes quantidades de esterco, com alto poder poluente com matéria orgânica e microrganismos fecais. As águas residuárias produzidas nestas propriedades agrícolas são ricas em nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, mas a maior parte delas não é usada como fertilizante no solo, devido ao grande volume e a pouca área disponível para a aplicação (COSTA e MEDRI, 2002).

De acordo com CHERNICHARO (2006), a utilização de processos combinados anaeróbio-aeróbio propicia uma série de vantagens, tais como a menor potência de

aeração requerida na fase aeróbia, menor produção de lodo biológico e menor custo de implantação e operação comparativamente à utilização somente de sistema aeróbio. Em sistemas combinados UASB/lodo ativados ou UASB/reator de biofilme aerado o excesso de lodo gerado no reator aeróbio pode ser direcionado para o reator UASB.

Segundo CHERNICHARO (2007), os reatores anaeróbios dificilmente produzem efluentes que atendam aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira, e os remanescentes de fósforo e nitrogênio presentes nos efluentes, geralmente são proibitivos ao lançamento em corpos de água.

Portanto, torna-se de grande importância o pós-tratamento desses efluentes como uma forma de atender aos requisitos legais e propiciar a proteção dos corpos de água receptores e o solo. Além da complementação na remoção de matéria orgânica, o pós-tratamento tem por objetivo a remoção de constituintes pouco afetados nos processos anaeróbios, e organismos patogênicos.

Com uso de sistemas aerados no pós-tratamento de águas residuárias de diversas origens obtêm-se melhores eficiências de remoção para os patógenos. FERREIRA et al. (2003), operaram dois reatores UASB de 705 L cada um, instalados em série, seguidos de pós-tratamento em dois tanques (aerado e sem aeração), tratando águas residuárias de suinocultura e obtiveram de 90% (± 12) a 99% (± 1) de remoção para coliformes totais, e observaram que o NMP (número mais provável) médio para *E. coli* na saída do segundo reator UASB excedeu o limite de $10^3/100$ mL, recomendado para irrigação de culturas que são consumidas cruas (WHO, 1989), demonstrando a importância do pós-tratamento para águas residuárias de suinocultura tratadas em reatores UASB. Os mesmos autores concluíram que o tanque aerado foi consideravelmente mais eficiente no pós-tratamento, relativamente ao tanque sem aeração, atingindo eficiências de remoção do NMP de *E. coli* para o sistema, de até 100%.

OLIVEIRA et al. (2008) tratando águas residuárias de suinocultura em reatores UASB em dois estágios seguidos de um reator RSB obteve efluente com concentrações de coliformes termotolerantes abaixo de $2,4 \times 10^3$ NMP/100 mL, podendo ser utilizado como água de irrigação, enquadrando-se na resolução CONAMA nº 357 de 17 de

março de 2005 (BRASIL, 2005) em corpos de água da classe 3, que tolera até 4000 NMP/100 mL.

Considerando-se o saneamento rural deficitário e o perfil econômico nacional, existe a necessidade de sistemas de tratamento de dejetos sustentáveis, conjugando baixos custos de implantação/operação e simplicidade operacional (RIBAS et al., 2004).

Entre as alternativas indicadas e estudadas para a utilização de sistemas de tratamento anaeróbios para águas residuárias, atendendo aos requisitos legais, têm destacado-se as combinações de reatores anaeróbios em série, procurando separar os estágios da digestão anaeróbia e propiciar a estabilidade e melhoria dos níveis de tratamento (BICHUETTE et al. 2008). Visando atender os requisitos legais (ambientais e sanitários) para o lançamento dos efluentes em corpos d'água superficiais e/ ou a reutilização na irrigação de plantas cultivadas ou na produção animal têm-se também incluído o pós-tratamento, com os reatores aeróbios como o RSB.

III. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi conduzido em duas etapas: (I) Tratamento de águas residuárias de suinocultura, e (II) Reúso, dos efluentes tratados , conforme o que se segue.

3.1 Etapa I: tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura

3.1.1 Local

A etapa I foi realizada 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.

3.1.2 Instalações experimentais

As instalações experimentais da etapa I foram compostas por tanques de armazenamento do afluente equipados com misturadores, bombas helicoidais, e dois conjuntos de reatores UASB em dois estágios, instalados em série (Figura 1a). O primeiro conjunto (I) foi composto por dois reatores UASB em série, com volumes de 908 L para o primeiro estágio (R1) e 350 L para o segundo estágio (R2) (Figura 1b). O segundo conjunto (II) foi composto por dois reatores UASB em série, com volumes de 908 L para o primeiro estágio (R1) e de 188 L para o segundo estágio (R2) seguidos de um reator aeróbio operado em bateladas seqüenciais (RBS), com volume de 3000 L (Figura 1c).

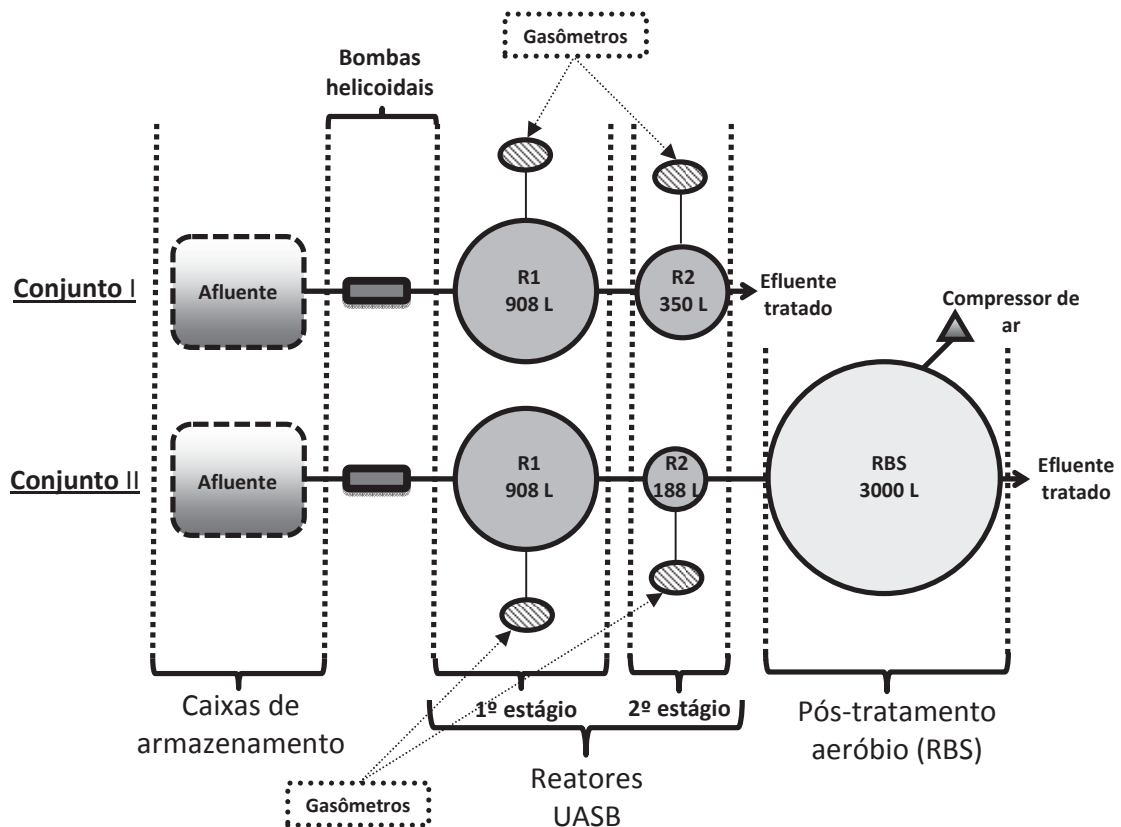


FIGURA 1a. Diagrama esquemático dos reatores UASB, em série (conjunto I) e dos reatores UASB seguidos do reator aeróbio (RBS) (conjunto II).

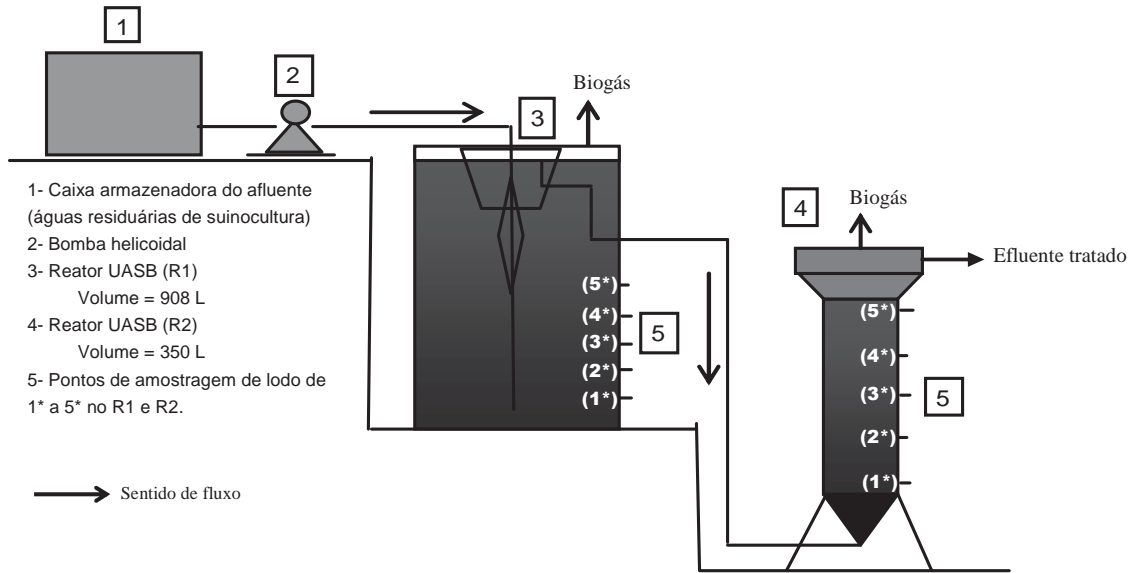


FIGURA 1b. Corte esquemático do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB em escala piloto, do conjunto I.

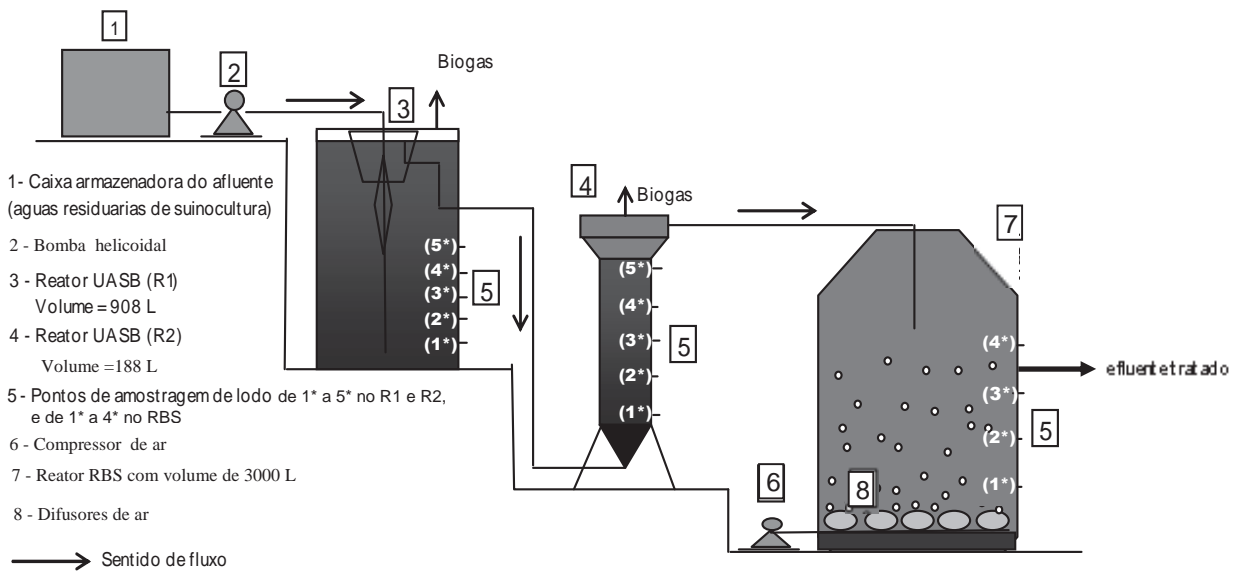


FIGURA 1c. Corte esquemático do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com reatores UASB em escala piloto, seguidos de reator em batelada seqüencial (RSB) aeróbico, do conjunto II.

A alimentação do afluente para os primeiros reatores UASB foi realizada por meio de bombas helicoidais construídas em aço inox, com capacidade de vazão de 150 a 2500 L d⁻¹. Nos conjuntos I e II, os efluentes seguiam por gravidade dos reatores do primeiro estágio para os respectivos reatores do segundo estágio.

Acoplados às saídas de biogás dos reatores UASB, foram instalados gasômetros construídos com fibra de vidro, por meio dos quais foi efetuado o monitoramento da produção diária de biogás.

Na parte inferior interna do RBS foram instalados 5 difusores de ar de membrana (bolha grossa), marca BeF Dias, os quais possuíam a função de distribuir o ar pelo efluente. Os difusores de ar foram conectados a um compressor da marca Pressure, responsável pela injeção do ar. Foi instalado um temporizador analógico para a programação de ligamento e desligamento do compressor. Na tubulação de saída de ar do compressor foi instalado um medidor de vazão analógico de diafragma, marca LAO.

3.1.3 Afluente dos reatores anaeróbios (conjuntos I e II)

O afluente utilizado para alimentação dos sistemas de tratamento foram os dejetos de suínos, pré-peneirados, para retirada de sólidos e rochas que pudessem entupir as tubulações (peneira com malha quadrada de 3 mm). Os dejetos de suínos pré-peneirados possuíam concentrações médias de sólidos suspensos totais (SST) de 9,2 a 13,2 g L⁻¹.

O dejetos foi coletado no setor de suinocultura da FCAV/UNESP, Câmpus de Jaboticabal, em confinamento de suínos em fase de terminação, manejados em lâmina de água, alimentados com ração à base de milho e soja com complemento vitamínico e mineral. O esterco pré-peneirado foi armazenado diariamente para a alimentação dos reatores.

3.1.4 Descrição da operação e acompanhamento do sistema de tratamento

A operação dos sistemas de tratamento dos conjuntos I e II foi dividida em três ensaios, aplicando-se no R1 de ambos os conjuntos simultaneamente, tempos de detenção hidráulica (TDH), de 72, 54 e 42 horas, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. As cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no R1 foram crescentes de 6,9 a 12,7 kg DQO (m³ d)⁻¹ no conjunto I, e de 7,5 a 9,8 kg DQO (m³ d)⁻¹, no conjunto II (Tabela 5). A duração dos ensaios 1, 2 e 3, foi respectivamente de 50, 134 e 94 dias, totalizando 278 dias, em que foram operados simultaneamente os dois conjuntos (I e II).

Durante todo o período de operação dos reatores, realizou-se no conjunto II, o pós-tratamento do efluente do R2, utilizando-se reator RBS aeróbio com alimentação contínua.

O RBS foi operado com 5 diferentes condições operacionais caracterizadas pela subdivisão dos 3 ensaios em 5 fases (Tabelas 5 e 6). A fase 1, com duração de 50 dias, foi realizada no decorrer do ensaio 1, enquanto as fases 2 e 3, com duração de 26 e 108 dias, respectivamente foram realizadas durante o ensaio 2, e as fases 4 e 5, com duração de 41 e 53 dias, respectivamente, foram realizadas no decorrer do ensaio 3.

TABELA 5. Condições operacionais aplicadas nos reatores UASB (R1 e R2) dos sistemas de tratamento anaeróbio, em dois estágios, nos conjuntos I e II, e no reator RBS do conjunto II durante o experimento.

Ensaio	Duração (d)	Conjunto de reatores UASB	TDH (h)				COV (kg DQO _{total} (m ³ d) ⁻¹)			
			R1	R2	RBS		R1	R2	RBS	
1	50	I	72	28	---	---	6,9	0,7	---	---
		II	72	15	240		7,5	1,6	0,081	
2	134	I	54	21	---	---	9,4	0,9	---	---
		II	54	11	240	180	8,0	1,6	0,054	0,072
3	94	I	42	16	---	---	12,7	1,2	---	---
		II	42	9	240	180	9,8	2,4	0,061	0,081

Os tempos de detenção hidráulica (TDH) aplicados no RBS foram de 240 h na fase 1, 240 e 180 h nas fases 2 e 3, respectivamente, e de 240 e 180 h, nas fases 4 e 5, respectivamente. As cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no RBS foram de

0,08, 0,02, 0,08, 0,06 e 0,08 kg DQOtotal (m³ d)⁻¹, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

O volume de alimentação por ciclo do RBS foi de 900 L nas fases 1 e 2, de 1200 L na fase 3, de 900 L na fase 4 e de 1200 L na fase 5, conforme descrito na Tabela 6. A duração dos ciclos foi de 72 horas em todas as fases.

TABELA 6. Características dos ciclos operacionais, carga orgânica volumétrica (COV) e tempo de operação, impostas ao reator em batelada seqüencial (RBS) com alimentação contínua.

Características dos ciclos e condições operacionais	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
Tempo de operação (dias)	50	26	108	41	53
TDH (h)	240	240	180	240	180
Tempo do ciclo (dias)	3	3	3	3	3
COV (kg DQOtotal (m ³ .d) ⁻¹)	0,08	0,02	0,08	0,06	0,08
Volume de alimentação por ciclo (L)	900	900	1200	900	1200
Volume de alimentação por dia (L)	300	300	400	300	400
Tempo de alimentação (h)	72	54	72	42	56
Tempo de reação anaeróbia (h)	65,0	59,5	59,5	59,5	59,5
Tempo de reação aeróbia (h)	4	10	10	8	8
Tempo de sedimentação (h)	2,5	2	2	4	4
Tempo de retirada do sobrenadante (h)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Com o objetivo de variar o volume de ar injetado por ciclo no RBS, o tempo de aeração aplicado foi de 4 horas na fase 1, de 10 horas nas fases 2 e 3, e de 8 horas nas fases 4 e 5 (Figura 2).

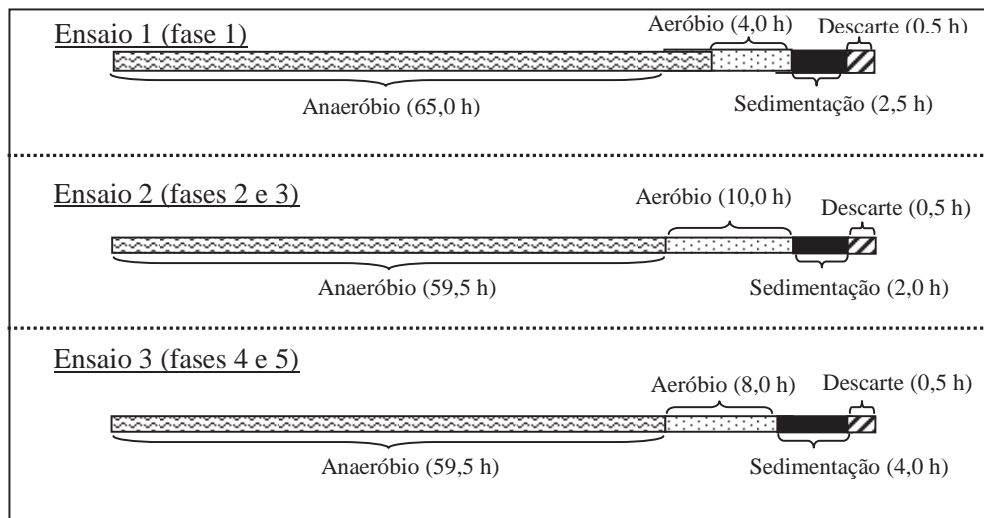


FIGURA 2. Características do ciclo operacional do reator aeróbio operado em bateladas sequencial (RBS) com alimentação contínua, nos ensaios 1, 2 e 3.

3.1.5 Procedimento de partida de cada ensaio

Para a partida, no início do primeiro ensaio, nos reatores UASB do conjunto I e II foi mantido o lodo já adaptado ao tratamento de águas residuárias de suinocultura, proveniente dos trabalhos de FACHINI (2008) e BICHUETTE (2008), descartando-se somente o excedente para a manutenção de 30 a 40% do volume dos reatores preenchidos com lodo. No início dos ensaios subseqüentes foi descartado o lodo excedente de cada reator anaeróbio, mantendo-se 30 a 40% do volume dos reatores UASB preenchidos com lodo.

No RBS aeróbio foi mantido o lodo aeróbio já adaptado ao tratamento de águas residuárias de suinocultura descrito por FACHINI (2008). Não houve descarte de excedente de lodo do RBS durante a realização das 5 fases.

3.1.6 Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás

3.1.6.1 Amostragem

Na Tabela 7 estão apresentados os exames físicos e as determinações químicas executadas nas amostras compostas do afluente e efluentes, no lodo e no biogás durante os ensaios, bem como as frequências e as fontes das metodologias.

TABELA 7. Exames e determinações, frequência e fontes das metodologias utilizadas.

Exames e determinações	Frequência	Referência bibliográfica
Afluente e efluentes		
pH	2 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005)
Ácidos voláteis totais	2 x semana	DILLALO e ALBERTSON (1961)
Alcalinidade total, parcial e intermediária	2 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005) JENKINS et al. (1983)
Demanda química de oxigênio (DQO _{total}); DQO da fração dissolvida (DQO dissolvida.) e devida aos sólidos suspensos (DQO _{ss})	2 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005) (método colorimétrico e digestão com refluxo fechado) e OLIVEIRA (1997)
Sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV)	2 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005)
Nitrogênio total Kjeldahl (NK)	2 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005) (obtenção do extrato, utilizando-se digestão em bloco com ácido sulfúrico e mistura digestora e posterior utilização do método semi-micro Kjeldahl)
Nitrogênio amoniacal (N - am.)	2 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005) método semi-micro Kjeldahl
Fósforo total (P-total)	2 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005) (obtenção do extrato utilizando-se digestão em bloco com ácido nítrico e perclórico e posterior utilização do método colorimétrico empregando metavanadato e molibdato de amônio)
Potássio, cálcio, magnésio, sódio, cobre, ferro, manganês e zinco	2 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005) (obtenção do extrato idem ao P-total e posterior leitura em espectrofotômetro de absorção atômica)
Coliformes totais e termotolerantes	2 x ensaio	APHA, AWWA, WEF (2005) (técnica dos tubos múltiplos)
Efluente - RBS		
Nitrito e Nitrato	2 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005) espectrofotométrico (543 e 220 nm), respectivamente
Oxigênio dissolvido	2 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005)- sonda
Biogás-UASB		
Produção	diária	OLIVEIRA (1997) (gasômetros)
Composição	1 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005) utilizando cromatografia gasosa
Lodo - UASB/RBS		
Sólidos totais (ST) e voláteis (SV)	1 x semana	APHA, AWWA, WEF (2005)

Duas vezes a cada semana foram coletadas amostras compostas dos afluentes (na tubulação de entrada do R1 de cada conjunto) e efluentes (na tubulação de saída do R1 e do R2 de cada conjunto), as quais foram obtidas a partir de amostras simples (volume de 200 mL) realizadas a cada hora, no período das 8:00 as 14:00 h. Na saída do reator RBS foi retirada uma amostra simples no momento do descarte do efluente tratado, ao final de cada ciclo de 72 horas.

No início do experimento e na seqüência, semanalmente, foram retiradas amostras de lodo dos reatores para a determinação de ST e SV, as quais foram retiradas em cinco pontos de amostragem localizados ao longo da altura dos reatores UASB e em quatro pontos de amostragem no RBS. No RBS, as amostragens de lodo foram sempre efetuadas durante a aeração.

Nas Figuras 1b e 1c, mostradas anteriormente, se encontram os pontos de coleta de lodo de 1* a 5* (pontos de amostragem equidistantes, da região superior da manta, ponto 5*, até a base do reator, ponto 1*), na manta dos reatores UASB (R1 e R2), de ambos os conjuntos. Os quatro pontos de coleta no RBS estão apresentados na Figura 1c. Os pontos de 1* a 4* estavam localizados ao longo do RBS a cada 0,3 m³, situando-se o ponto 4* na parte superior, e assim sucessivamente até o ponto 1* na parte inferior do reator.

3.1.6.2 Temperaturas ambiente, do afluente e dos efluentes

As temperaturas foram determinadas diariamente em 2 horários (10 h e 15 h), foram as seguintes: ambiente (do ar nas imediações dos reatores), no afluente e nos efluentes do R1 e R2 dos conjuntos I e II, com o objetivo de verificar a relação entre as mesmas. Essas medidas de temperatura foram realizadas utilizando-se aparelho portátil digital, com sensor localizado na extremidade de uma haste metálica, a qual era introduzida nos pontos de amostragem. Com esse aparelho também se mediu a temperatura do biogás nos horários de determinações da produção, introduzindo-se a haste metálica nos gasômetros pelo orifício da válvula de saída do biogás.

3.1.6.3 Temperatura do ar

Também foram obtidas as temperaturas do ar diárias (mínima, média e máxima) referentes aos períodos dos ensaios do experimento, aferidas na Estação Agroclimatológica do Departamento de Ciências Exatas da FCAV/UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

3.1.6.4 pH e alcalinidades

Os atributos 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, WEF (2005) 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 por $AI = AT - AP$ e indica a alcalinidade devido a presença de ácidos orgânicos voláteis.

3.1.6.5 Ácidos voláteis totais (AVT)

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

3.1.6.6 Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO_{total} foi determinada pelo método colorimétrico e digestão com refluxo fechado em tubos de cultura. Para a determinação da DQO dissolvida a amostra bem homogeneizada era filtrada através de membrana de fibra de vidro padrão, com abertura de poros de 1,2 µm, e o filtrado resultante era coletado e submetido às metodologias para a determinação de DQO, segundo APHA, AWWA, WEF (2005). A DQO devido à fração dos sólidos suspensos foi obtida pela diferença entre o valor da DQO_{total} e da DQO dissolvida.

3.1.6.7 Produção de biogás

Foi determinada pelo volume de biogás produzido diariamente no período diurno, medindo-se a temperatura do biogás e o deslocamento vertical dos gasômetros e multiplicando-se o valor aferido pela área da seção transversal interna dos gasômetros. Após cada leitura os gasômetros foram zerados, descarregando-se todo o gás neles armazenados.

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:

$$\frac{(V_o \times P_o)}{T_o} = \frac{(V_1 \times P_1)}{T_1}$$

Em que:

V_o = volume corrigido do biogás;

P_o = pressão corrigida do biogás (10332,72 mm c. a.);

T_o = temperatura corrigida do biogás, em K;

V_1 = volume de 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 c. a. (pressão atmosférica do local + pressão interna do gasômetro: 20,00 mm c. a. (gasômetro com área da base de 0,3426 m²), e 10,88 mm c. a. (gasômetros com área da base de 0,09176 m²);

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

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

- Gasômetros com área da base igual a 0,09176 m²:

$$V_o = \frac{V_1}{T_1} \times 254,925$$

- Gasômetro com área de base igual a 0,3426 m²:

$$V_0 = \frac{V_1}{T_1} \times 255,16$$

3.1.6.8 Composição do biogás

As análises de composição do biogás foram realizadas para a determinação dos teores de metano (CH₄).

A coleta do biogás era feita com a utilização de frascos de vidro com capacidade de 500 mL e com tampas de borracha contendo dois tubos de vidro com mangueiras de látex nas extremidades, sendo a vedação efetuada por meio de presilhas metálicas.

Para assegurar que os gases atmosféricos fossem completamente eliminados, os frascos de vidro eram acoplados aos gasômetros e o biogás presente nos mesmos passava pelos frascos por alguns minutos, permitindo a lavagem dos mesmos. As amostras eram coletadas e posteriormente analisadas em cromatógrafo de fase gasosa.

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

a- Equipamentos: Cromatógrafo FINIGAN GC- 9001

Detector de condutividade térmica

Integrador e processador DATA JET SP4600

Colunas: 1 - Peneira Molecular 13 X; comprimento de 3,0 m e diâmetro interno de 1/8"

2 - Porapack Q, comprimento de 3,0 m e diâmetro interno de 1/8"

Gás de arraste: hidrogênio

b- Condições de Análise

Vazão do gás de arraste: 35 mL min⁻¹

Temperaturas: detector 100 °C; colunas e injetor 60 °C.

3.1.6.9 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 e do RBS. Nos 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. No RBS as amostras de lodo foram retiradas em 4 pontos ao longo do reator, durante o período de aeração.

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.

3.1.6.10 Análises estatísticas

Foram feitas comparações estatísticas para cada parâmetro analisado ao longo do tempo, dentro de cada conjunto. Foi realizada análise estatística dos valores obtidos por meio dos testes F e de Tukey, considerando-se o delineamento inteiramente casualizado, com três tratamentos para os sistemas anaeróbios (ensaios 1, 2 e 3) e cinco tratamentos para o reator aeróbio (Fases 1, 2, 3, 4 e 5). As repetições foram provenientes das amostragens durante cada ensaio/fase.

3.2 Etapa II: Reúso

Nessa etapa foi realizada a adubação das culturas do sorgo e do milho com águas residuárias de suinocultura brutas, e efluentes resultantes de tratamento dessas águas residuárias em reatores UASB operados em dois estagios, com ou sem o pós-tratamento aeróbio.

Foram conduzidos três experimentos na Fazenda de Ensino Pesquisa e Produção da FCAV-Unesp/Jaboticabal. 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.

Utilizou-se a cultura do sorgo no experimento 1, semeado no período da safrinha 2008. Na safra 2008/2009, utilizou-se a cultura do milho (experimento 2). O experimento 3 foi realizado em duas épocas: “safrinha” 2009 e safra 2009/2010, e diferentemente dos anteriores incluiu, além do sistema de semeadura convencional, o sistema de semeadura direta (SPD).

Nos três experimentos foram determinados os teores de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn) nas folhas das plantas no período de florescimento. Para isso, após a coleta, 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 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).

No solo procedeu-se análises de contaminação por coliformes em todos os experimentos. A metodologia foi baseada na técnica de tubos múltiplos (APHA, AWWA, WEF, 2005), com a suspensão de 1 g de solo recém coletado, em 90 mL de solução de peptona, e posterior filtração com gaze esterilizada, procedendo normalmente a partir daí conforme o realizado para águas residuárias e descrito por APHA, AWWA, WEF (2005). Os resultados foram expressos em “número mais provável” de coliformes por massa de terra seca em estufa (NMP/g TSE), e plotados em gráficos com o NMP/g TSE em função do tempo, permitindo verificar o decaimento e a persistência de

microrganismos contaminantes em Latossolo Vermelho, nas condições climáticas da região.

A seguir estão descritos detalhes das áreas experimentais, delineamentos, culturas e demais análises realizadas no solo e nas plantas para cada um dos experimentos realizados.

3.2.1 Experimento 1: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação de cobertura da cultura do sorgo

3.2.1.1 Área experimental, delineamento e cultura

O experimento foi conduzido nos meses de março a julho, período correspondente a safrinha, do ano de 2008. O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho eutroférico (EMBRAPA, 2006).

O solo foi preparado de forma convencional alguns dias antes da semeadura, com aração e gradagem pesada, seguida de grade niveladora. Foi utilizado o híbrido simples de sorgo granífero (*Sorghum bicolor* L.) AGN 8040. A cultura foi semeada mecanicamente no dia 27/03/2008 com espaçamento de 0,45 m entre linhas, e quantidade de sementes necessária por metro, que atingiu após germinação 163 mil plantas por hectare. A semeadura foi realizada com a Semeadora-Adubadora JM 2640 PD Exacta Jumil®.

A adubação de semeadura foi feita da mesma forma para todos os tratamentos, com fertilizante mineral formulado (N-P-K) 8-20-20, na dose de 200 kg ha⁻¹ seguindo recomendação feita por CANTARELLA et al. (1997) no Boletim Técnico 100 (BT 100), para obtenção de produtividade entre 4 e 6 t/ha, e considerando também os resultados da análise de solo (Tabela 8).

TABELA 8. Resultados da análise de solo na camada de 0-20 cm, antes da semeadura.

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 -----						
5,5	27	25	4,1	31	12	25	47,1	72,1	65

*M. O.: matéria orgânica; SB: soma de bases; T: capacidade de troca de cátions; V: saturação por bases.

O experimento foi constituído por seis tratamentos, caracterizados a partir da adubação de cobertura, ao se utilizar dois tipos de efluentes para suprir a necessidade de nitrogênio da cultura conforme o indicado por CANTARELLA et al. (1997) no BT 100, aplicados em duas doses (100% e 200% da quantidade indicada). Considerando que não houve pousio na área, mas que as últimas quatro culturas cultivadas foram o milho seguido por crotalária, sorgo e feijão, considerou-se a classe de resposta esperada à adubação nitrogenada como sendo média, e produtividade de 4 a 6 t/ha, o que resultou em adubação mineral de cobertura de 44 kg/ha de N e 0 kg/ha de K₂O.

O delineamento empregado foi o de blocos ao acaso com 4 repetições, em ensaio fatorial 2 x 2 + 2, com uma testemunha adubada somente com uréia e um tratamento adicional sem adubação de cobertura. As parcelas foram compostas por 5 linhas com 5,0 m de comprimento, distando 0,5 m entre parcelas do mesmo bloco, e pelo menos 2,0 m entre blocos (Figura 3).

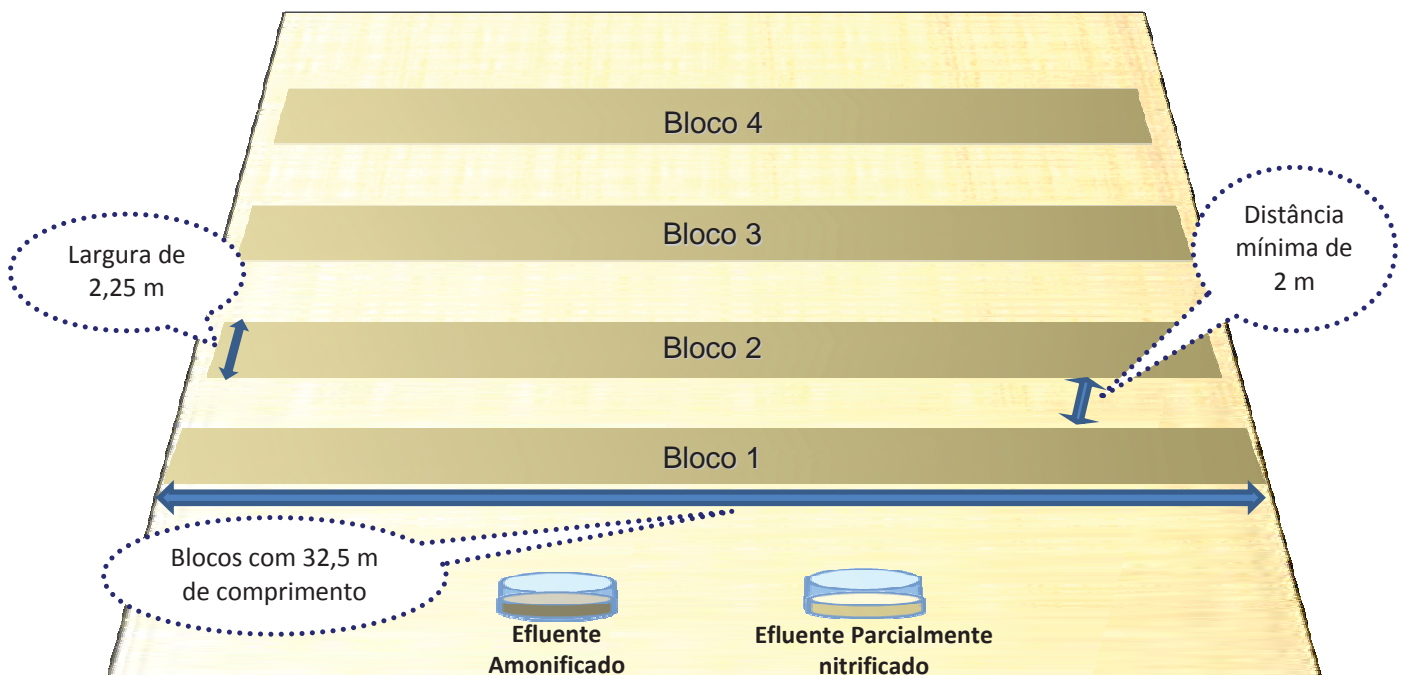


FIGURA 3. Esquema da área experimental, no experimento 1, época de safrinha 2008.

Conforme a Tabela 9, os tratamentos foram os seguintes: A) sem adubação de cobertura (testemunha absoluta); B) adubação de cobertura com uréia (testemunha),

em dose equivalente a 44 kg de N (100 kg ha^{-1}); C) Adubação de cobertura feita com efluente parcialmente nitrificado, resultante de pós-tratamento aeróbio de águas residuárias de suinocultura, na dose de 100% da necessidade de N indicada para cobertura do sorgo granífero no BT 100; D) Adubação de cobertura feita com o mesmo efluente do tratamento C, na dose de 200% da necessidade de N indicada para cobertura do sorgo granífero no BT 100; E) Adubação de cobertura feita com efluente amonificado, resultante do tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura na dose de 100% da necessidade de N indicada para cobertura do sorgo granífero no BT 100; F) O mesmo efluente do tratamento E, na dose de 200% da necessidade de N indicada para cobertura do sorgo granífero no BT 100.

TABELA 9. Tratamentos, fontes de nitrogênio e doses utilizadas para cada tratamento, na adubação de cobertura.

Tratamento	Fonte de N	Dose (%)*
A	-----	0
B	Uréia (44% de N)	100
C	Efluente parcialmente nitrificado ⁽¹⁾	100
D	Efluente parcialmente nitrificado ⁽¹⁾	200
E	Efluente Amonificado ⁽²⁾	100
F	Efluente Amonificado ⁽²⁾	200

* porcentagem do nitrogênio recomendado no Boletim Técnico 100 (44 kg/ha de N). (1) Proveniente de pós-tratamento aeróbio de águas residuárias de suinocultura tratadas em reatores UASB. (2) Proveniente de tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura com reatores UASB.

O efluente amonificado foi obtido de dois reatores UASB, em escala piloto, tratando águas residuárias de suinocultura sem pós-tratamento, descrito por BICHUETTE (2008). Enquanto que o efluente parcialmente nitrificado foi obtido de um filtro biológico percolador descrito por DUDA (2010) e também de um reator seqüencial em batelada aeróbio (RSB), em escala piloto descrito por FACCHINI (2009), que atuavam no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios UASB, alimentados com águas residuárias de suinocultura. Os efluentes foram coletados e armazenados em tanques fechados até completar o volume estimado para aplicação, o que ocorreu em aproximadamente 3 dias. A aplicação da uréia e dos efluentes em cobertura foi realizada 33 dias após a semeadura ou 30 dias após a emergência.

No dia anterior à aplicação foram feitas as análises dos teores de nitrogênio total, amoniacal, de nitrito e nitrato, presentes em cada efluente armazenado utilizando-se metodologias de APHA, AWWA, WEF (2005). Para determinação da quantidade a ser aplicada procedeu-se o cálculo a partir da necessidade de 44 kg ha⁻¹ do BT100 (CANTARELLA et al. 1997) levando-se em conta os teores de nitrogênio total nos efluentes, os quais foram de 322 mg L⁻¹ no amonificado, proveniente de reatores anaeróbios do tipo UASB, e 353,2 mg L⁻¹ no efluente parcialmente nitrificado proveniente do filtro aeróbio e reator aeróbio operado em bateladas seqüenciais (RBS), conforme valores da Tabela 10.

Para a dose de 100% do N recomendado foram aplicados 136 e 124 m³ ha⁻¹ dos efluentes amonificado e nitrificado, respectivamente, equivalendo a lâminas d'água de 14 e 12 mm, respectivamente (Tabela 10). Para o dobro da dose recomendada (200%) foram aplicados 273 e 249 m³ ha⁻¹ dos efluentes amonificado e nitrificado respectivamente, com lâminas d'água equivalentes a 27 e 25 mm (Tabela 10).

TABELA 10. Teores de nitrogênio e doses aplicadas, de acordo com o tipo de efluente: amonificado (proveniente de reatores anaeróbios); nitrificado (proveniente de pós-tratamento em reatores aeróbios)

Efluente	Forma de N presente					N total	Dose (m ³ ha ⁻¹)		Lâmina (mm)	
	N-NO ₃	N-NO ₂	N-NH ₄	N-org.	NK ¹		100%	200%	100%	200%
	----- concentração (mg L ⁻¹) -----									
Amonificado	---	---	161,3	160,7	322,0	322,0	136	273	14	27
Nitrificado	26,9	32,3	137,2	156,8	294,0	353,2	124	249	12	25

(1) Nitrogênio Kjeldahl.

Os teores de outros nutrientes nos efluentes (fósforo total, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês e zinco) foram determinados posteriormente por meio de digestão nítrico-perclórica segundo metodologia de APHA, AWWA, WEF (2005), e estão apresentados na Tabela 11. Na mesma tabela se encontram os valores das quantidades de nutrientes aplicados por hectare.

A aplicação foi manual e realizada calculando-se o volume de efluente, ou a massa de uréia no caso da testemunha, para cada metro de linha de plantas. Para os

efluentes a aplicação foi efetuada com regadores previamente calibrados assinalando-se nos mesmos os volumes necessários para cada metro de linha da cultura.

TABELA 11. Teores de nutrientes e respectivas quantidades aplicadas, de acordo com o tipo de efluente: amonificado (proveniente de reatores anaeróbios); nitrificado (proveniente de pós-tratamento em reatores aeróbios)

Efluente	Macronutrientes (mg L ⁻¹)				Micronutrientes (mg L ⁻¹)				
	P-total	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn	
Amonificado	---	350,9	136,6	124,4	90,9	0,52	4,93	0,30	0,49
Nitrificado	---	156,9	100,8	26,9	87,0	0,47	3,30	0,08	0,51
dose de N		Quantidade (kg ha ⁻¹)				Quantidade (g ha ⁻¹)			
Amonificado	100%	47,9	18,7	17,0	12,4	70,54	673,84	41,51	67,13
	200%	95,9	37,3	34,0	24,9	141,09	1347,67	83,01	63,22
Nitrificado	100%	19,5	12,6	3,4	10,8	57,93	411,09	9,34	134,25
	200%	39,1	25,1	6,7	21,7	115,85	822,18	18,68	126,44

3.2.1.2 Avaliações na planta e no solo

Aos 59 dias após a sementeira (DAS) e 56 dias após a emergência (DAE), no estágio 6 de desenvolvimento (VANDERLIP e REEVES, 1972), fase de florescimento da cultura, foi amostrada a folha + 4 contada a partir do ápice, de acordo com recomendação de CANTARELLA et al. (1997), em 10 plantas aleatórias de cada parcela para determinação dos teores de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn).

Ao final do ciclo foram colhidas as panículas das três linhas centrais, considerando apenas 1,5 m em cada linha, para evitar problemas de contaminação entre tratamentos. Após a debulha, os grãos foram pesados e, em seguida, secos em estufa com circulação forçada de ar (60 a 70 °C), até obtenção de massa constante. Depois de pesados novamente tiveram a umidade corrigida para 13%, sendo a produtividade expressa em kg ha⁻¹.

Os dados obtidos foram lançados no software Assistat (SILVA e AZEVEDO, 2006) para análises estatísticas. A comparação de médias foi feita aplicando-se o teste F, e em seguida o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Ao longo do tempo, no experimento também foram feitas análises da contaminação do solo superficial por coliformes termotolerantes oriundos das águas

residuárias. Para tal, procedeu-se a retirada de 20 amostras de solo ao longo de toda a área experimental com as quais obteve-se uma amostra composta de solo, antes da aplicação dos resíduos, para verificar a presença de coliformes no solo antes da aplicação das águas residuárias. Posteriormente, após aplicação, em cada parcela, foram coletadas três amostras na camada superficial do solo, de 0 a 3 cm, perfazendo uma única amostra composta para cada um dos tratamentos. As coletas foram realizadas no máximo três horas após a aplicação dos efluentes em cobertura e, posteriormente, aos 15 e 45 dias após esta aplicação, repetindo-se a partir daí a cada 30 dias até diminuição da contaminação por coliformes a níveis não detectáveis pela metodologia adotada. Os resultados foram expressos em “número mais provável” de coliformes por massa de solo seco em estufa (NMP/g TSE), e plotados em gráficos com o NMP/g TSE em função do tempo, permitindo verificar o decaimento e a persistência de microrganismos contaminantes em Latossolo Vermelho eutrófico, nas condições climáticas da região.

3.2.2 Experimento 2: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação da cultura do milho, cultivada em Latossolo Vermelho eutrófico

3.2.2.1 Área experimental, delineamento e cultura

O experimento foi conduzido nos meses de dezembro a abril, período correspondente a safra, do ano agrícola 2008/2009. O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho eutrófico (EMBRAPA, 2006).

Um mês antes da semeadura foi aplicada a dose prevista de calcário dolomítico preconizada para elevação da saturação por bases (V) a 70%, visando a correção do solo, uma vez que o V se mostrava muito baixo. O preparo do solo se iniciou após a calagem, e foi feito de forma convencional, com aração e gradagem pesada, e posteriormente grade niveladora dias antes da semeadura. Foi utilizado o híbrido simples de milho (*Zea mays* L.) DKB 390. A semeadura ocorreu no dia 08/12/2008.

Para o plantio foram confeccionados na área, sulcos contínuos com profundidade aproximada de 7 cm e espaçamento de 0,5 m entre eles.

Optou-se pela redução do espaçamento e adensamento das plantas, para melhorar o aproveitamento dos nutrientes, e ao mesmo tempo facilitar a observação de efeitos acerca da adubação com o dejetos e efluentes da suinocultura. A cultura foi semeada manualmente, com cinco sementes por metro de sulco. A emergência ocorreu em aproximadamente 3 dias. E 10 dias após a semeadura procedeu-se ao desbaste visando manter uma população de 70.000 plantas por hectare.

Para a adubação levou-se em conta a análise de solo (Tabela 12) e a recomendação de CANTARELLA et al. (1997) no Boletim Técnico 100 (BT 100) para o milho em grãos, com a produtividade esperada de 4 a 6 t/ha, o que resultou nas seguintes necessidades por ocasião da semeadura: 20 kg ha⁻¹ de N, 40 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 40 kg ha⁻¹ de K₂O. Foram utilizados os fertilizantes uréia (44% de N) como fonte de N, super fosfato simples (16% P₂O₅) como fonte de P, e cloreto de potássio-KCl (58% de K₂O) como fonte de K, para fertilização somente das parcelas testemunhas com adubação mineral. Para adubação de cobertura, considerou-se produtividade de 4 a 6 t/ha e classe de resposta esperada à adubação nitrogenada como sendo média, o que resultou em necessidade de 40 kg ha⁻¹ de N e não houve necessidade de K₂O.

TABELA 12. Resultados da análise de solo na camada de 0-20 cm, antes da semeadura.

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						(%)
4,3	18	18	2,8	12	5	52	19,8	71,8	28

O experimento foi constituído por cinco tratamentos, caracterizados nas adubações de semeadura e de cobertura, ao se utilizar dois tipos de efluentes para suprir a necessidade de nitrogênio da cultura, utilizando-se como referência o indicado por CANTARELLA et al. (1997) no BT 100. Antes da semeadura, nas parcelas testemunhas, foram aplicados manualmente no sulco as quantidades correspondentes dos fertilizantes minerais calculados e pesados em copos plásticos para cada metro de linha da cultura.

Conforme descrito na Tabela 13, os tratamentos foram os seguintes: A) sem adubação (testemunha absoluta); B) adubação de semeadura com uréia, super fosfato simples e KCl (testemunha), e adubação com uréia em cobertura; C) Adubação de semeadura e cobertura feita somente com água residuária de suinocultura bruta, com base nos teores de nitrogênio total (N total), conforme as necessidades de N indicadas para plantio e cobertura do milho no BT 100; D) Adubação de semeadura e cobertura feitas somente com água residuária de suinocultura amonificada, tratada em reatores anaeróbios tipo UASB da etapa I, com base nos teores de nitrogênio total (N total), conforme as necessidades de N indicadas para plantio e cobertura do milho no BT 100; E) Adubação de semeadura e cobertura feitas somente com água residuária de suinocultura nitrificada, resultante do pós-tratamento em reator aeróbio RBS na etapa I, com base nos teores de nitrogênio total (N total), conforme as necessidades de N indicadas para plantio e cobertura do milho no BT 100.

O delineamento empregado foi o de blocos ao acaso com 5 repetições, com uma testemunha sem adubação para verificar a interferência de nutrientes já presentes no solo, e outra testemunha adubada com fertilizantes minerais. As parcelas foram compostas por 5 linhas com 6,0 m de comprimento, distando 0,5 m entre parcelas do mesmo bloco, e pelo menos 2,0 m entre blocos (Figura 4). Para todas as avaliações foram consideradas as três linhas centrais das parcelas, desprezando-se 0,5 m em cada extremidade.

O efluente amonificado foi obtido de dois reatores UASB, em escala piloto, tratando águas residuárias de suinocultura sem pós-tratamento, os quais foram operados na etapa I. O efluente parcialmente nitrificado foi obtido do reator seqüencial em batelada aeróbio (RSB), em escala piloto operado na etapa I, que atuava no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios UASB, alimentados com águas residuárias de suinocultura. Os efluentes foram coletados e armazenados em tanques fechados até completar o volume estimado para aplicação, o que ocorreu em aproximadamente 4 dias.

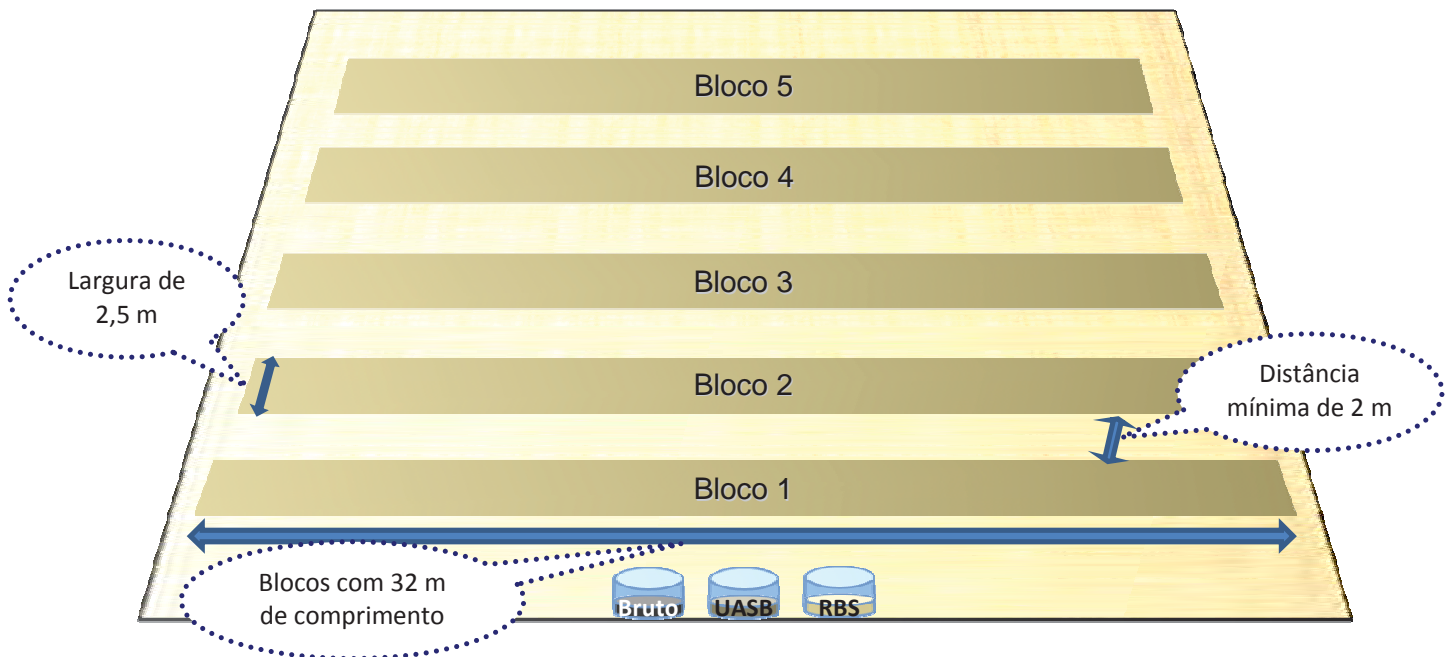


FIGURA 4. Esquema da área experimental, no experimento 2, época de safra 2008/2009.

A adubação de cobertura foi feita aos 28 dias após a semeadura (DAS), ou 25 dias após a emergência (DAE).

TABELA 13. Tratamentos e fontes de nitrogênio utilizadas para cada tratamento, na adubação de semeadura e cobertura do milho.

Tratamento	Fonte de N
A	----
B	Uréia (44% de N)
C	Água residuária de suinocultura bruta ⁽¹⁾
D	Efluente Amonificado ⁽²⁾
E	Efluente parcialmente nitrificado ⁽³⁾

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

No dia anterior às aplicações foram feitas as análises dos teores de nitrogênio total, amoniacal, de nitrito e nitrato, presentes em cada efluente armazenado utilizando-se metodologias de APHA, AWWA, WEF (2005). Para determinação da quantidade a ser aplicada procedeu-se ao cálculo a partir da necessidade de 20 kg ha⁻¹ de N no plantio e de 40 kg ha⁻¹ em cobertura previstos no BT100 (CANTARELLA et al. 1997)

levando-se em conta os teores de nitrogênio total no dejetto bruto, no efluente amonificado e no nitrificado, os quais foram de 1792 mg L⁻¹, 504 mg L⁻¹ e 912 mg L⁻¹, respectivamente, na ocasião da semeadura. Por ocasião da cobertura, os teores de nitrogênio total foram de 728, 266 e 293 mg L⁻¹, no dejetto bruto, efluente amonificado e nitrificado respectivamente (Tabela 14).

A aplicação foi manual com regadores, os quais foram previamente calibrados assinalando-se nos mesmos os volumes necessários para cada metro de linha da cultura, fazendo mais de uma passagem pela linha quando necessário.

TABELA 14. Teores de nitrogênio, doses e equivalentes em lâmina d'água, aplicadas, de acordo com o tipo de efluente e ocasião (adubação de semeadura - sem., ou de cobertura - cob.).

Ocasão	Efluente	Forma de N presente					N total	Dose (m ³ ha ⁻¹)	Lâmina (mm)
		N-NO ₃	N-NO ₂	N-NH ₄	N-org.	NK ⁽¹⁾			
----- concentração (mg L ⁻¹) -----									
Sem.	Dej. Bruto ⁽²⁾	---	---	223	1569	1792	1792	11	1
	Amonificado	---	---	393	111	504	504	40	4
	Nitrificado	17	531	324	40	364	912	22	2
Cob.	Dej. Bruto ⁽²⁾	---	---	142	586	728	728	55	5
	Amonificado	---	---	208	58	266	266	150	15
	Nitrificado	20	8	216	50	266	293	136	14

(1) Nitrogênio total Kjeldahl; (2) Dejetto bruto.

Nos efluentes, os teores de nutrientes (P total, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn) foram determinados posteriormente por meio de digestão nítrico-perclórica segundo metodologia de APHA, AWWA, WEF (2005). Na Tabela 15 estão apresentados os teores de nutrientes nos efluentes, bem como os valores das quantidades desses nutrientes aplicados por hectare, utilizados para o cálculo dos volumes necessários de aplicação, com base nos teores de nitrogênio.

TABELA 15. Teores de nutrientes e respectivas quantidades aplicadas, de acordo com o tipo de efluente, e ocasião (semeadura – sem., ou cobertura – cob.).

Ocasião	Efluente	Macronutrientes				Micronutrientes			
		P-total	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn
Sem.	Dej. Bruto ⁽¹⁾	626,5	48,9	165,2	171,0	1,48	15,89	1,65	5,08
	Amonificado	306,6	99,0	47,4	87,2	0,50	5,57	0,41	0,81
	Nitrificado	162,6	112,2	31,8	89,8	0,45	4,10	0,02	0,74
Cob.	Dej. Bruto ⁽¹⁾	622,7	14,9	64,4	139,1	1,31	4,55	1,18	4,20
	Amonificado	104,2	40,1	30,2	79,5	0,44	3,44	0,29	0,71
	Nitrificado	237,9	89,3	21,3	84,3	0,49	2,52	0,13	0,27
		-----Quantidade (kg ha ⁻¹) -----				-----Quantidade (g ha ⁻¹) -----			
Sem.	Dej. Bruto ⁽¹⁾	6,9	0,5	1,8	1,9	16,46	177,28	18,41	56,69
	Amonificado	12,1	3,9	1,9	3,5	19,84	220,83	16,36	32,24
	Nitrificado	3,5	2,5	0,7	2,0	9,75	89,94	0,49	16,27
Cob.	Dej. Bruto ⁽¹⁾	34,2	0,8	3,5	7,6	71,70	249,72	64,56	230,76
	Amonificado	15,6	6,0	4,5	12,0	66,54	517,66	42,85	106,76
	Nitrificado	32,4	12,2	2,9	11,5	66,52	343,86	17,05	37,18

(1) Dejeito bruto.

3.2.2.2 Avaliações na planta e no solo

Aos 68 DAS e 65 DAE, no estágio 4 de desenvolvimento (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).

Para analisar a contaminação do solo superficial por coliformes termotolerantes procedeu-se a coleta de três amostras na camada superficial do solo, de 0 a 3 cm em cada parcela, que foi transformada em uma única amostra composta para cada um dos tratamentos. As amostragens foram feitas até 3 horas após as aplicações, nas ocasiões da semeadura e da adubação de cobertura, procedendo, posteriormente, a novas amostragens a cada 15 dias até diminuição da contaminação por coliformes a níveis não detectáveis pela metodologia adotada.

No dia seguinte às aplicações de fertilizantes e efluentes, no plantio e cobertura, e posteriormente a cada 30 dias, foram retiradas amostras para análise do N-inorgânico (N-amoniaco, nitrato e nitrito) no solo. Para isso, foram retiradas cinco amostras ao acaso dentro da área útil da parcela, na camada de 0-20 cm, perfazendo ao final uma

amostra composta para cada parcela. No laboratório as amostras foram homogeneizadas, e subdivididas em duas subamostras, uma encaminhada para preservação em congelador a -5 °C e posterior análise do N-inorgânico conforme metodologia de BREMNER e 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 e TRIVELLIN (2001), uma vez que é exigida a moagem fina do solo, e não poderia ser realizada com amostras úmidas.

Ao final do ciclo foram colhidos os grãos das plantas das três linhas centrais, desprezando-se 0,5 m ao final de cada uma delas. Após a debulha, os grãos foram pesados e, em seguida secos em estufa com circulação forçada de ar (60 a 70 °C), até obtenção de massa constante. Depois foram pesados e tiveram a umidade corrigida para 13%, sendo a produtividade expressa em kg ha⁻¹.

Com exceção das análises de colimetria, todos os dados obtidos foram lançados no software Assistat (SILVA e AZEVEDO, 2006) para análises estatísticas. A comparação de médias foi feita aplicando-se o teste F, e em seguida o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Para N-inorgânico foi aplicada a análise estatística com delineamento em blocos e parcelas subdivididas no tempo, considerando a amostragens ao longo do tempo como subparcelas.

3.2.3 Experimento 3: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação da cultura do milho, cultivada em Latosolo Vermelho eutrófico, em sistemas de semeadura direta e convencional

3.2.3.1 Área experimental, delineamento e cultura

Foram realizados dois experimentos em épocas distintas: “safrinha” (2009) e “safra” (2009/2010). Os dois experimentos foram implantados na mesma área. O plantio safrinha, foi realizado nos meses de maio a setembro de 2009 e o de safra nos meses de janeiro a maio de 2010. O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho eutrófico (EMBRAPA, 2006).

A área já estava dividida em duas subáreas contíguas, uma com sistema de semeadura direta, com mais de oito anos de cultivo, e outra com o sistema de semeadura convencional. Um mês antes da semeadura na safrinha, foi feita a calagem 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 para grãos. Utilizou-se o híbrido simples 2B710 Dow.

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 o sistema de semeadura direta 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. Na safrinha 2009 foi efetuado o plantio com 4 sementes por metro, e na safra 2009/2010 com 6 sementes por metro, colocando sempre a semente entre 3 e 5 cm de profundidade. Sempre foi empregada a Semeadora-Adubadora JM 2640 PD Exacta Jumil[®] nos plantios sem a utilização de adubos minerais.

O delineamento empregado foi o de blocos ao acaso com cinco tratamentos e quatro repetições, sendo um deles a testemunha sem adubação para verificar a interferência de nutrientes já presentes no solo, e outro a testemunha adubada com fertilizantes minerais. As parcelas foram compostas por 4 linhas com 6,0 m de comprimento, distando 0,5 m entre parcelas do mesmo bloco, e pelo menos 2,0 m entre blocos. Para todas as avaliações, sempre foram consideradas as duas linhas centrais das parcelas, desprezando-se 0,5 m em cada extremidade.

Conforme descrito na Tabela 16, os tratamentos aplicados nos dois sistemas de semeadura, direto e convencional, de forma simultânea, foram os seguintes: A) sem adubação (testemunha absoluta); B) adubação de semeadura com uréia, super fosfato simples e KCl (testemunha), e adubação com uréia em cobertura; C) Adubação de semeadura e cobertura feita somente com água residuária de suinocultura bruta, com base nos teores de nitrogênio total (N total), conforme as necessidades de N indicadas para plantio e cobertura do milho no BT 100; D) Adubação de semeadura e cobertura

feitas somente com água residuária de suinocultura amonificada, tratada em reatores anaeróbios tipo UASB da etapa I, com base nos teores de nitrogênio total (N total), conforme as necessidades de N indicadas para plantio e cobertura do milho no BT 100; E) Adubação de semeadura e cobertura feitas somente com água residuária de suinocultura nitrificada, resultante do pós-tratamento em reator aeróbio RBS da etapa I, com base nos teores de nitrogênio total (N total), conforme as necessidades de N indicadas para plantio e cobertura do milho no BT 100. Os cinco tratamentos foram casualizados dentro de cada subárea separadamente, (PD e PC), totalizando 20 parcelas e quatro blocos em cada sistema de semeadura.

Para a adubação, o efluente amonificado foi obtido de dois reatores UASB, em escala piloto, tratando águas residuárias de suinocultura sem pós-tratamento, os quais foram operados na etapa I. O efluente parcialmente nitrificado foi obtido do reator seqüencial em batelada aeróbio (RSB), em escala piloto operado na etapa I, que atuava no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios UASB, alimentados com águas residuárias de suinocultura. Os efluentes foram coletados e armazenados em tanques fechados até completar o volume estimado para aplicação, o que ocorria em aproximadamente 4 dias.

TABELA 16. Tratamentos aplicados simultaneamente no PD e PC, e respectivas fontes de nitrogênio utilizadas para cada tratamento, na adubação de semeadura e cobertura do milho.

Tratamento	Fonte de N
A	-----
B	Uréia (44% de N)
C	Água residuária de suinocultura bruta ⁽¹⁾
D	Efluente Amonificado ⁽²⁾
E	Efluente parcialmente nitrificado ⁽³⁾

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

A semeadura e aplicação dos efluentes no experimento do milho safrinha foram efetuados no dia 06/05/2009. Devido à falta de chuvas no safrinha, foi necessária a irrigação das parcelas em que não foram aplicadas águas residuárias, para que ocorresse a germinação. Após 7 dias ocorreu a emergência, e foi realizada a contagem

de plantas germinadas em um metro de cada uma das duas linhas centrais das parcelas, contabilizando população final de 33000 plantas por hectare. A adubação de cobertura foi realizada aos 35 DAS (28 DAE).

O plantio do milho safra foi efetuado somente no dia 22/01/2010, devido à dificuldades de entrada de maquinário na área pelas constantes chuvas. Por outro lado, as chuvas se iniciaram tardiamente de forma atípica na região, impedindo também a semeadura antecipada, sem uso de sistemas de irrigação. Após a semeadura, a emergência se deu em quatro dias, e a contagem de plantas germinadas resultou em população de 60500 plantas por hectare. Não foi necessária a irrigação para que ocorresse a emergência, uma vez que o solo possuía umidade suficiente para tal. A primeira cobertura foi realizada aos 28 DAS (24 DAE).

No dia anterior a cada aplicação foram feitas análises dos teores de nitrogênio total, amoniacal, de nitrito e nitrato, presentes em cada efluente armazenado utilizando-se metodologias de APHA, AWWA, WEF (2005). Para determinação da quantidade a ser aplicada procedeu-se o cálculo a partir da necessidade de N no plantio e cobertura previstos no BT100 (CANTARELLA et al. 1997) levando-se em conta os teores de nitrogênio total no dejetos bruto, no efluente amonificado e no nitrificado.

As necessidades de N, P₂O₅ e K₂O preconizadas pelo BT100 de acordo com a análise de fertilidade de solo no experimento de milho “safrinha” (Tabela 17), foram de 30, 40 e 20 kg ha⁻¹, respectivamente. Na cobertura, considerando a produtividade esperada de 4 a 6 t/ha e a classe de resposta à adubação nitrogenada como sendo “média”, a necessidade para o N foi de 30 kg ha⁻¹. Não houve necessidade de aplicação de K₂O.

TABELA 17. Resultados da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de semeadura direta (PD) e convencional (PC), antes da calagem e plantio do milho safrinha, no ano de 2009.

Sist. semeadura	pH 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	5,4	28	32	3,4	35	14	31	52,4	83,4	63,0
PC	5,3	28	29	4,0	30	14	31	48,0	79,0	61,0

*M. O: matéria orgânica; SB: soma de bases; T: capacidade de troca de cátions; V: saturação por bases.

Conforme descrito na Tabela 18, os teores de nitrogênio total para adubação de semeadura no milho safrinha foram de 756, 317 e 379 mg L⁻¹, respectivamente do dejetto bruto, efluente amonificado e nitrificado. Por ocasião da cobertura, os teores de nitrogênio total foram de 532, 294 e 370 mg L⁻¹, no dejetto bruto, efluente amonificado e nitrificado respectivamente (Tabela 18).

TABELA 18. Teores de nitrogênio, doses e equivalentes em lâmina d'água, aplicadas, de acordo com o tipo de efluente e ocasião (adubação de semeadura – sem. ou de cobertura – cob.), na cultura do milho safrinha.

Ocasião	Efluente	Forma de N presente					N total	Dose (m ³ ha ⁻¹)	Lâmina (mm)
		N-NO ₃	N-NO ₂	N-NH ₄	N-org.	NK ⁽¹⁾			
----- concentração (mg L ⁻¹) -----									
Sem.	Dej. Bruto ⁽²⁾	---	---	207	549	756	756	40	4
	Amonificado	---	---	250	68	317	317	95	9
	Nitrificado	5	10	278	86	364	379	79	8
Cob.	Dej. Bruto ⁽²⁾	---	---	113	419	532	532	56	6
	Amonificado	---	---	270	24	294	294	102	10
	Nitrificado	4	2	273	91	364	370	81	8

(1) Nitrogênio total Kjeldahl; (2) Dejetto bruto.

Para o experimento da safra, foram realizadas análises de fertilidade do solo separadamente para cada tratamento no final do período de safrinha, com amostras compostas para cada um, retirando-se cinco pontos em cada parcela, conforme se apresenta na Tabela 19.

TABELA19. Resultados da análise de fertilidade do solo na camada de 0-20 cm, nos sistemas de semeadura direta (PD) e convencional (PC), nos tratamentos de A a E, antes da semeadura do milho safra, ano agrícola 2009/2010.

Sist. semeadura	Trat.	pH CaCl ₂	M. O. (g/dm ³)	P resina (mg/dm ³)	K	Ca	Mg	H+Al	SB	T	V (%)
PD	A	5,4	25	58	4,4	41	16	34	61,4	95,4	64,0
	B	5,6	25	97	3,2	56	17	34	76,2	110,2	69,0
	C	5,2	26	49	3,0	36	16	38	55,0	93,0	59,0
	D	5,7	28	75	3,3	66	42	31	111,3	142,3	78,0
	E	5,1	28	58	3,7	36	16	42	55,7	97,7	57,0
PC	A	5,5	28	46	4,5	52	18	31	74,5	105,5	71,0
	B	5,6	26	76	5,2	56	16	34	77,2	111,2	69,0
	C	5,6	26	61	4,8	55	18	31	77,8	108,8	72,0
	D	5,5	26	63	4,1	50	16	34	70,1	104,1	67,0
	E	5,5	26	48	4,5	48	17	34	69,5	103,5	67,0

No milho safra, as necessidades na semeadura preconizadas pelo BT100, e de acordo com análises de fertilidade do solo (Tabela 19), foram de 30 kg ha⁻¹ de N, 30 kg ha⁻¹ de P₂O₅, e de 30 kg ha⁻¹ de K₂O, considerando produtividade esperada de 6 a 8 t/ha. Na cobertura, a necessidade prevista no BT100 foi de 60 kg ha⁻¹ de N e de 0 kg ha⁻¹ de K₂O considerando a produtividade esperada de 6 a 8 t/ha e a classe de resposta à adubação nitrogenada como sendo “média”.

Para suprir a elevada necessidade de nitrogênio em cobertura no experimento do milho safra 2009/2010, foi realizada uma segunda adubação de cobertura, sendo aplicados 25 kg ha⁻¹ de N na primeira, aos 28 DAS e na segunda 35 kg ha⁻¹ aos 53 DAS (49 DAE). No plantio os teores de nitrogênio total foram 532, 469 e 449 mg L⁻¹, respectivamente no dejetto bruto, efluente amonificado e nitrificado; por ocasião da primeira cobertura, foram de 392, 175 e 495 mg L⁻¹, no dejetto bruto, efluente amonificado e nitrificado respectivamente e na segunda, de 322, 322 e 539 mg L⁻¹ (Tabela 20).

TABELA 20. Teores de nitrogênio, doses e equivalentes em lâmina d'água, aplicadas, de acordo com o tipo de efluente e ocasião (adubação de semeadura – Sem. ou de cobertura – Cob.), em sistema PD e PC, no plantio “safra” 2009.

Ocasão	Efluente	Forma de N presente					N total	Dose (m ³ ha ⁻¹)	Lâmina (mm)
		N-NO ₃	N-NO ₂	N-NH ₄	N-org.	NK ⁽¹⁾			
----- concentração (mg L ⁻¹) -----									
Sem.	Dej. Bruto ⁽²⁾	---	---	121	411	532	532	56	6
	Amonificado	---	---	110	359	469	469	64	6
	Nitrificado	50	211	110	79	189	449	67	7
1 ^a Cob.	Dej. Bruto ⁽²⁾	---	---	203	189	392	392	77	8
	Amonificado	---	---	149	26	175	175	171	17
	Nitrificado	41	356	71	27	98	495	61	6
2 ^a Cob.	Dej. Bruto ⁽²⁾	---	---	235	87	322	322	93	9
	Amonificado	---	---	291	31	322	322	93	9
	Nitrificado	78	349	95	17	112	539	56	6

(1) Nitrogênio total Kjeldahl; (2) Dejetto Bruto.

Os teores dos nutrientes, fósforo total, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês e zinco, no dejetto e efluentes, foram determinados posteriormente por meio de digestão nítrico-perclórica, segundo metodologia de APHA, AWWA, WEF (2005).

Nas Tabelas 21 e 22 se encontram os teores dos nutrientes e respectivas quantidades aplicadas, nos experimentos da safrinha 2009 e da safra 2009/2010.

TABELA 21. Teores de nutrientes e respectivas quantidades aplicadas, de acordo com o tipo de efluente e ocasião, na semeadura de milho safrinha 2009.

Ocasião	Efluente	Macronutrientes				Micronutrientes			
		P-total	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn
Sem. ⁽¹⁾	Dej. Bruto ⁽³⁾	411,8	52,1	80,9	158,5	1,33	3,28	0,63	3,60
	Amonificado	286,6	106,5	29,4	61,1	0,32	2,55	0,29	0,22
	Nitrificado	76,9	106,3	27,6	83,9	0,53	2,85	0,19	0,48
Cob. ⁽²⁾	Dej. Bruto ⁽³⁾	564,4	61,5	49,5	36,0	1,55	5,20	0,45	1,05
	Amonificado	567,5	54,7	67,5	30,0	0,88	5,03	0,98	1,38
	Nitrificado	157,9	62,2	26,2	11,2	0,48	2,73	0,05	0,20
		-----Quantidade (kg ha ⁻¹) -----				-----Quantidade (g ha ⁻¹) -----			
Sem. ⁽¹⁾	Dej. Bruto ⁽³⁾	16,3	2,1	3,2	6,3	52,57	130,15	25,00	142,65
	Amonificado	27,1	10,1	2,8	5,8	30,56	240,75	27,57	20,48
	Nitrificado	6,0	8,4	2,2	6,6	41,76	225,44	15,04	38,20
Cob. ⁽²⁾	Dej. Bruto ⁽³⁾	31,8	3,5	2,8	2,0	87,40	293,23	25,37	59,21
	Amonificado	57,9	5,6	6,9	3,1	89,28	512,75	99,49	140,30
	Nitrificado	12,8	5,0	2,1	0,9	38,52	221,01	4,05	16,22

(1) Semeadura; (2) Cobertura; (3) Dejeito bruto.

TABELA 22. Teores de nutrientes e respectivas quantidades aplicadas, de acordo com o tipo de efluente e ocasião, na semeadura de milho safra 2009/2010.

Ocasião	Efluente	Macronutrientes				Micronutrientes			
		P-total	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn
Sem. ⁽¹⁾	Dej. Bruto ⁽³⁾	733,9	87,0	118,5	27,0	0,95	15,05	1,45	6,30
	Amonificado	458,2	119,2	71,2	22,5	0,45	1,88	1,33	0,60
	Nitrificado	499,7	129,0	45,0	24,7	0,48	2,48	0,28	0,30
1ª Cob. ⁽²⁾	Dej. Bruto ⁽³⁾	773,4	40,5	192,0	126,0	2,65	5,05	5,00	4,25
	Amonificado	319,8	90,7	54,7	20,2	0,55	1,38	0,35	0,68
	Nitrificado	320,2	70,5	51,0	17,2	0,38	3,00	0,28	0,23
2ª Cob. ⁽²⁾	Dej. Bruto ⁽³⁾	703,7	39,0	144,0	7,5	1,15	4,15	0,55	3,30
	Amonificado	349,7	48,0	126,0	9,0	0,30	0,95	0,40	1,15
	Nitrificado	263,0	57,0	81,0	12,0	0,15	1,40	0,40	1,30
		-----Quantidade (kg ha ⁻¹) -----				-----Quantidade (g ha ⁻¹) -----			
Sem. ⁽¹⁾	Dej. Bruto ⁽³⁾	41,3	4,9	6,7	1,5	53,57	848,68	81,76	355,26
	Amonificado	29,3	7,6	4,6	1,4	28,78	119,93	84,75	38,38
	Nitrificado	33,3	8,6	3,0	1,7	31,71	165,22	18,35	20,02
1ª Cob. ⁽²⁾	Dej. Bruto ⁽³⁾	59,1	3,1	14,7	9,6	202,80	386,48	382,65	325,25
	Amonificado	54,8	15,6	9,4	3,5	94,28	235,71	60,00	115,71
	Nitrificado	20,0	4,3	3,1	1,0	22,72	181,82	16,66	13,63
2ª Cob. ⁽²⁾	Dej. Bruto ⁽³⁾	65,5	3,6	13,4	0,7	107,14	386,64	51,24	307,45
	Amonificado	32,5	4,5	11,7	0,8	27,95	88,50	37,26	107,14
	Nitrificado	14,6	3,2	4,5	0,7	8,34	77,85	22,24	72,29

(1) Semeadura; (2) Cobertura; (3) Dejeito bruto.

3.2.3.2 Sistema de distribuição dos efluentes

A aplicação dos efluentes foi efetuada com auxílio de uma barra de cano de 6 m de comprimento com orifícios a cada 25 cm, onde foram inseridos bicos microaspersores tipo bailarinas da marca Agrojet com saídas de 2 mm de diâmetro, para distribuição uniforme do dejetos bruto e dos efluentes amonificado e nitrificado sobre a linha de semeadura (Figuras 5 e 6). 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 líquido a ser aplicado.

Procedeu-se a medição da vazão média nos microaspersores, no início da aplicação em cada bloco da área experimental, para os efluentes separadamente. Com base no volume de cada efluente a ser aplicado em cada linha de 6 m da parcela, e na vazão, estipulou-se o tempo de bombeamento do líquido sobre a linha. Desse modo, era 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.

Para evitar contaminação por coliformes, a aplicação seguia a seguinte ordem: primeiramente o efluente parcialmente nitrificado, o qual possui normalmente menor contagem de coliformes, posteriormente o efluente amonificado, e por último o dejetos bruto.



FIGURA 5. Barra de aplicação dos efluentes sendo utilizada, em sistema de semeadura convencional e direta.

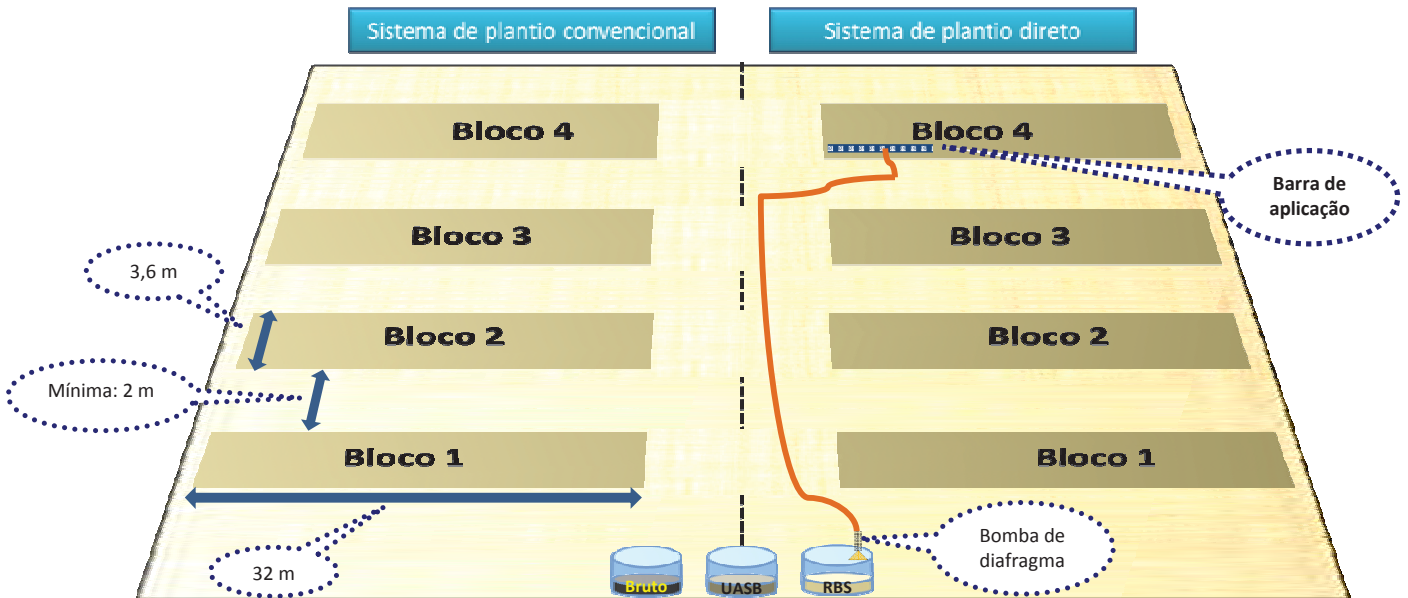


FIGURA 6. Esquema da da área experimental, com a aplicação das águas residuárias, no experimento 3, época de safrinha 2009 e safra 2009/2010.

3.2.3.3 Avaliações na planta e no solo

No estágio 4 de desenvolvimento (FANCELLI, 1986), fase de pendoamento da cultura do milho, período correspondentre aos 69 DAS e 62 DAE no plantio de safrinha, e 59 DAS e 55 DAE no plantio de safra, foi amostrada a folha da base da espiga, de acordo com recomendação de CANTARELLA et al. (1997), em 10 plantas selecionadas aleatoriamente em cada parcela, e separado o terço central de cada uma delas para determinação dos teores de nutrientes.

Ao longo do tempo em cada um dos experimentos foram feitas análises da contaminação do solo superficial por coliformes termotolerantes oriundos das águas residuárias. Para tal, procedeu-se a coleta de amostras em três pontos na camada superficial do solo, de 0 a 3 cm em cada parcela, das quais foi obtida uma única amostra composta para cada um dos tratamentos, um dia antes antes e imediatamente após as aplicações dos efluentes por ocasião da semeadura e da cobertura. As coletas

foram feitas no máximo três horas após a aplicação. Posteriormente à adubação de cobertura as amostragens foram feitas a cada 30 dias, até a redução da contaminação por coliformes a níveis não detectáveis pela metodologia adotada.

No dia seguinte às aplicações de fertilizantes e efluentes, no plantio e cobertura, e posteriormente a cada 30 dias, foram retiradas amostras para análise do N-inorgânico (N-amoniaco, nitrato e nitrito) no solo. Para isso, foram retiradas cinco amostras 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 congelador a -5 °C e posterior análise do N-inorgânico conforme metodologia de BREMNER e 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 e TRIVELIN (2001). Esta análise exige moagem fina do solo, e não poderia ser realizada com amostras úmidas.

No experimento de safrinha, as amostras retiradas no dia seguinte ao plantio, e à cobertura, bem como a última amostragem no final do experimento, após as análises dos teores de nitrogênio, secagem ao ar e peneiramento em peneira de 2 mm, foram ainda encaminhadas para análises de rotina para a determinação de P, K, Ca, Mg, conforme descrito por RAIJ e QUAGGIO (2001) e de Fe, Cu, Mn e Zn, segundo ABREU et al. (2001).

Ao final dos ciclos, de safrinha e safra, foram colhidas as espigas das duas linhas centrais, desprezando-se 0,5 m ao final de cada uma delas. Após a debulha, os grãos foram pesados e depois secos em estufa com circulação forçada de ar (60 a 70 °C), até obtenção de massa constante, pesados novamente para determinação da umidade e tiveram a umidade corrigida para 13%, sendo a produtividade expressa em kg ha⁻¹.

Com exceção das análises de colimetria, todos os dados obtidos foram lançados no software Assistat (SILVA e AZEVEDO, 2006) para análises estatísticas. A comparação de médias foi feita aplicando-se o teste F, e em seguida o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Etapa I: tratamento

4.1.1 Temperatura

O maior valor médio dentre os ensaios, do parâmetro temperatura média diária do ar de 24,5 °C, foi observado no ensaio 3 (Tabela 23 e Figura 7), realizado nos meses de outubro de 2008 a janeiro de 2009 e diferiu estatisticamente dos demais ao nível de 1% de probabilidade. As menores médias de temperatura média diária do ar, de 22,3 e 21,6 °C foram observadas nos ensaios 1 (agosto a setembro de 2008) e 2 (fevereiro a junho de 2009) e não diferiram entre si ($p < 0,01$). O maior valor médio de amplitude térmica diária do ar, de 15,3 °C, foi registrado no período do ensaio 1, diferindo dos demais ao nível de 1% de probabilidade.

TABELA 23. Valores médios e coeficientes de variação (CV) da temperatura média diária do ar durante a operação dos conjuntos de reatores I e II, nos ensaios 1, 2, e 3.

Atributos	Ensaio			CV (%)	Teste F
	1	2	3		
Temperatura (°C)	22,3 b	21,6 b	24,5 a	12,1	33,0 **
Amplitude (°C)	15,3 a	12,0 b	12,5 b	24,5	16,7**
Período	08 a 09/2008	02 a 06/2009	10/2008 a 01/2009	---	---

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); ns – não significativo.

Com a subdivisão dos ensaios 2 e 3, nos diferentes períodos de operação do RBS, fases 2, 3, 4 e 5, observou-se o menor valor médio de 20,5 °C para a temperatura média do ar na fase 3, o qual diferiu estatisticamente dos demais valores observados ($p < 0,01$) (Tabela 24).

Os valores médios da temperatura média diária em cada ensaio, indicaram que na maior parte do tempo os reatores foram operados sob temperaturas maiores do que

20 °C, com valores dentro dos limites da faixa mesofílica de 20 a 45 °C (CHERNICHARO, 2007).

TABELA 24. Valores médios e coeficientes de variação (CV) da temperatura média diária do ar durante a operação do reator RBS aeróbio, operado em bateladas seqüenciais (RBS), nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.

Atributos	Fases					CV (%)	Teste F
	1	2	3	4	5		
Temperatura (°C)	22,3 b	25,4 a	20,5 c	25,0 a	24,0 a	10,4	45,14**
Amplitude (°C)	15,3 a	11,6 b	12,3 b	13,1 b	11,8 b	23,6	11,17**
Período	08 a 09/2008	02 a 03/2009	03 a 06/2009	10 a 11/2008	11/2008 a 01/2009	---	---

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); ns – não significativo.

Nota-se nas Figuras 8, 9 e 10, que as variações dos valores de temperatura do ambiente adjacente aos reatores, foram semelhantes às variações dos valores da temperatura do ar aferidos na Estação Agroclimatológica, e as temperaturas dos afluentes e efluentes dos reatores revelaram a mesma tendência das temperaturas do ar na área adjacente aos reatores.

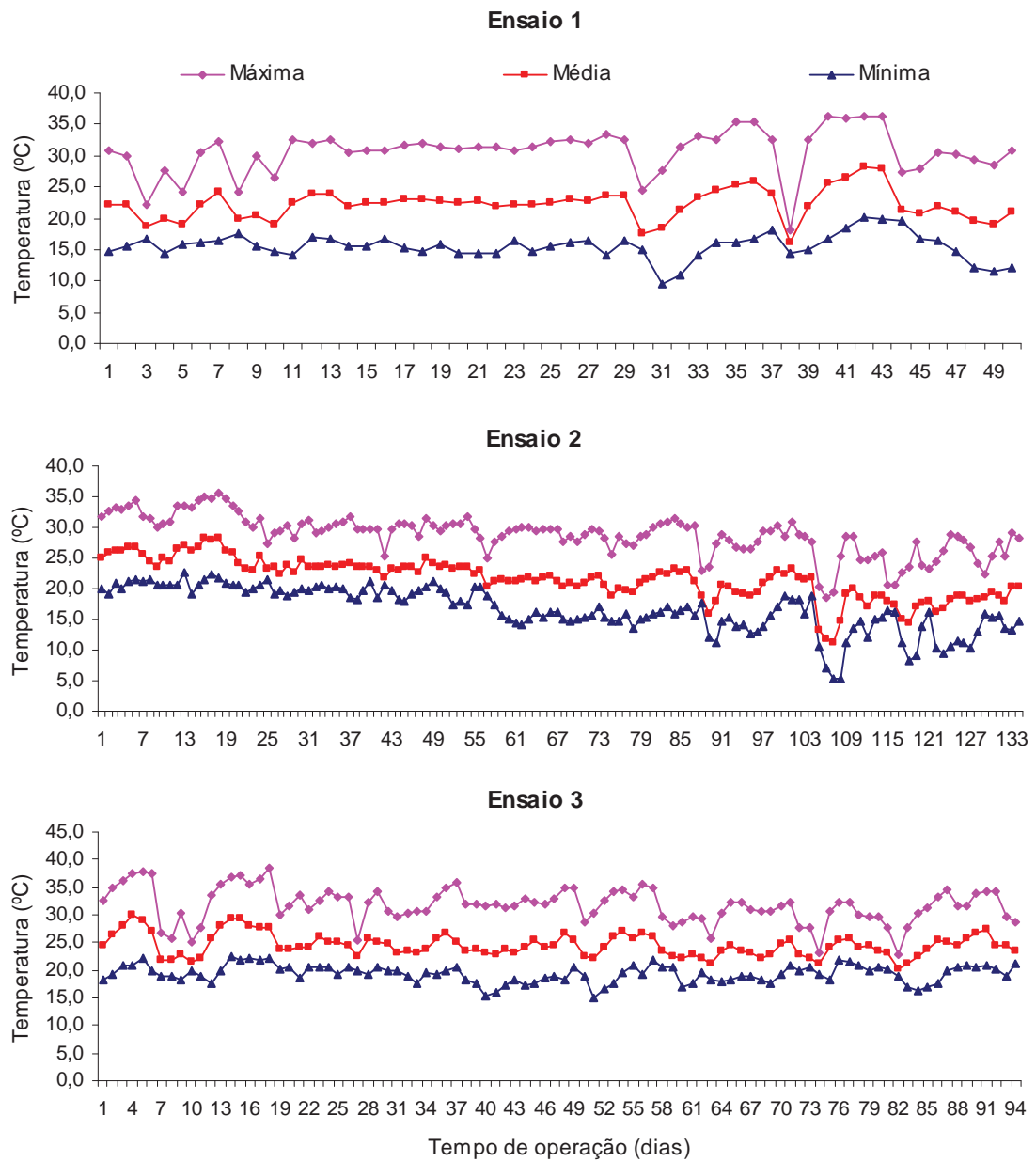


FIGURA 7. Valores das temperaturas máximas, médias e mínimas do ar observadas na Estação Agroclimatológica, durante os ensaios 1, 2 e 3.

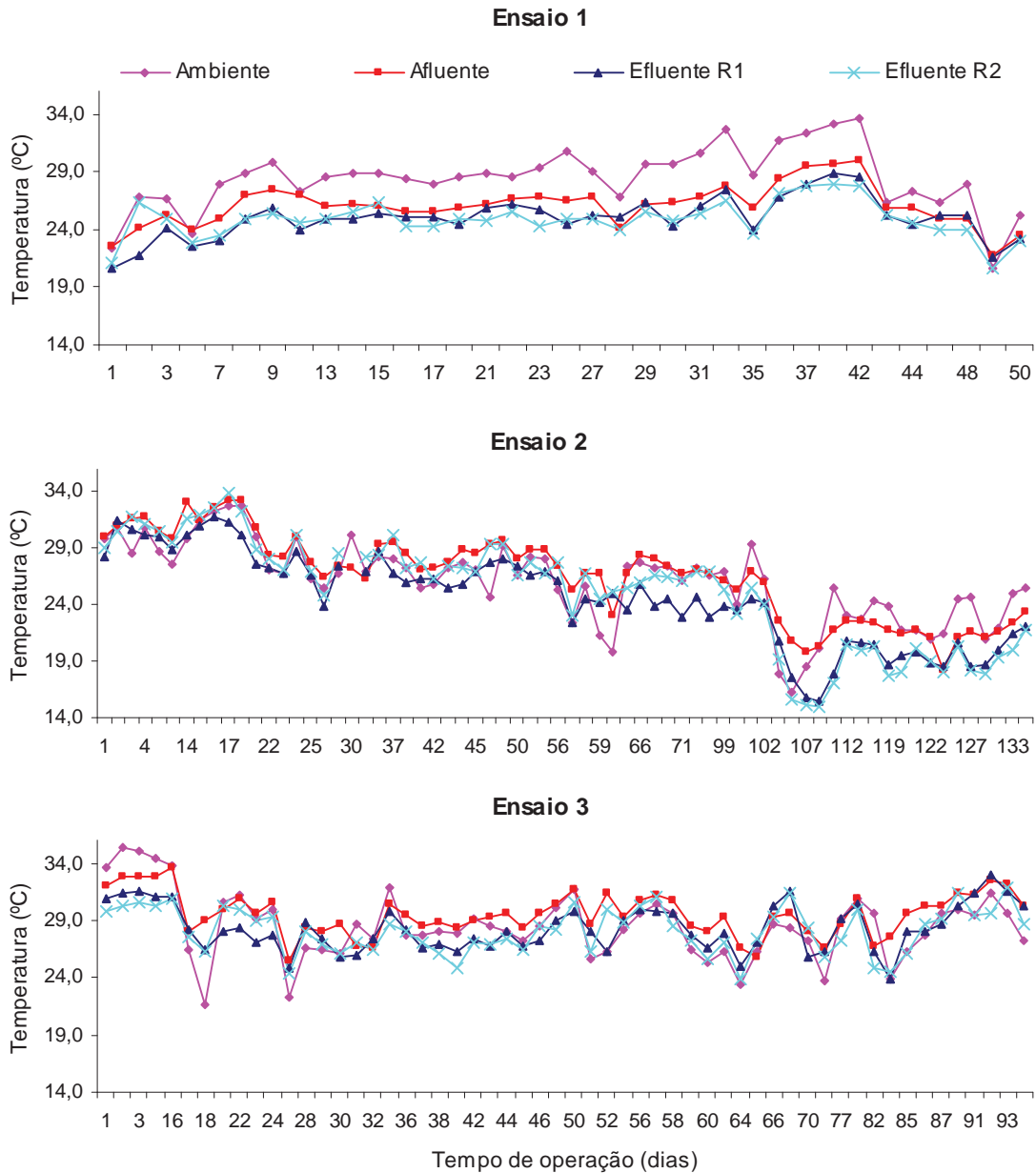


FIGURA 8. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, e temperatura ambiente adjacente aos reatores, obtidas durante os ensaios 1, 2, e 3.

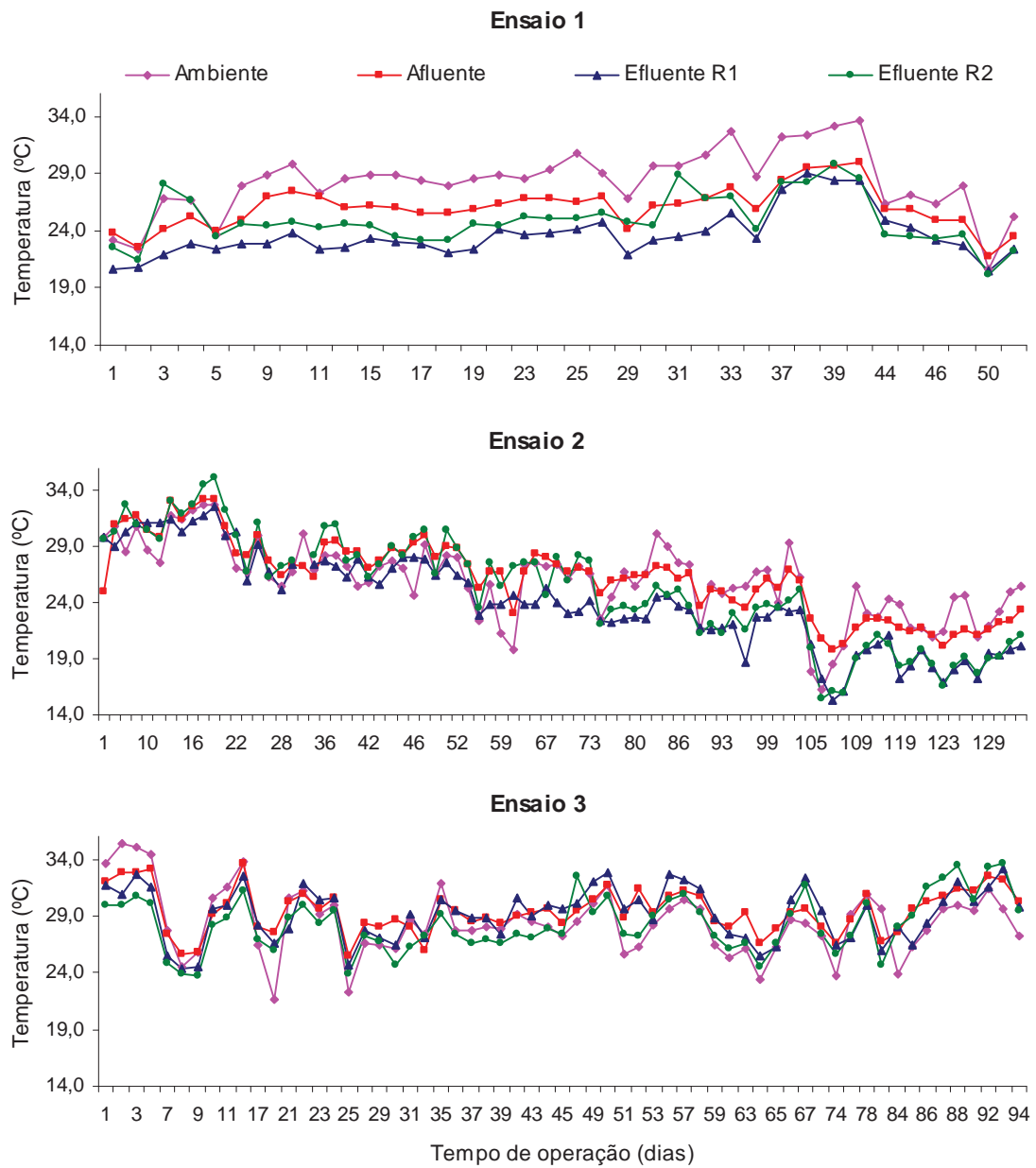


FIGURA 9. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, e temperatura ambiente adjacente aos reatores, obtidas durante os ensaios 1, 2, e 3.

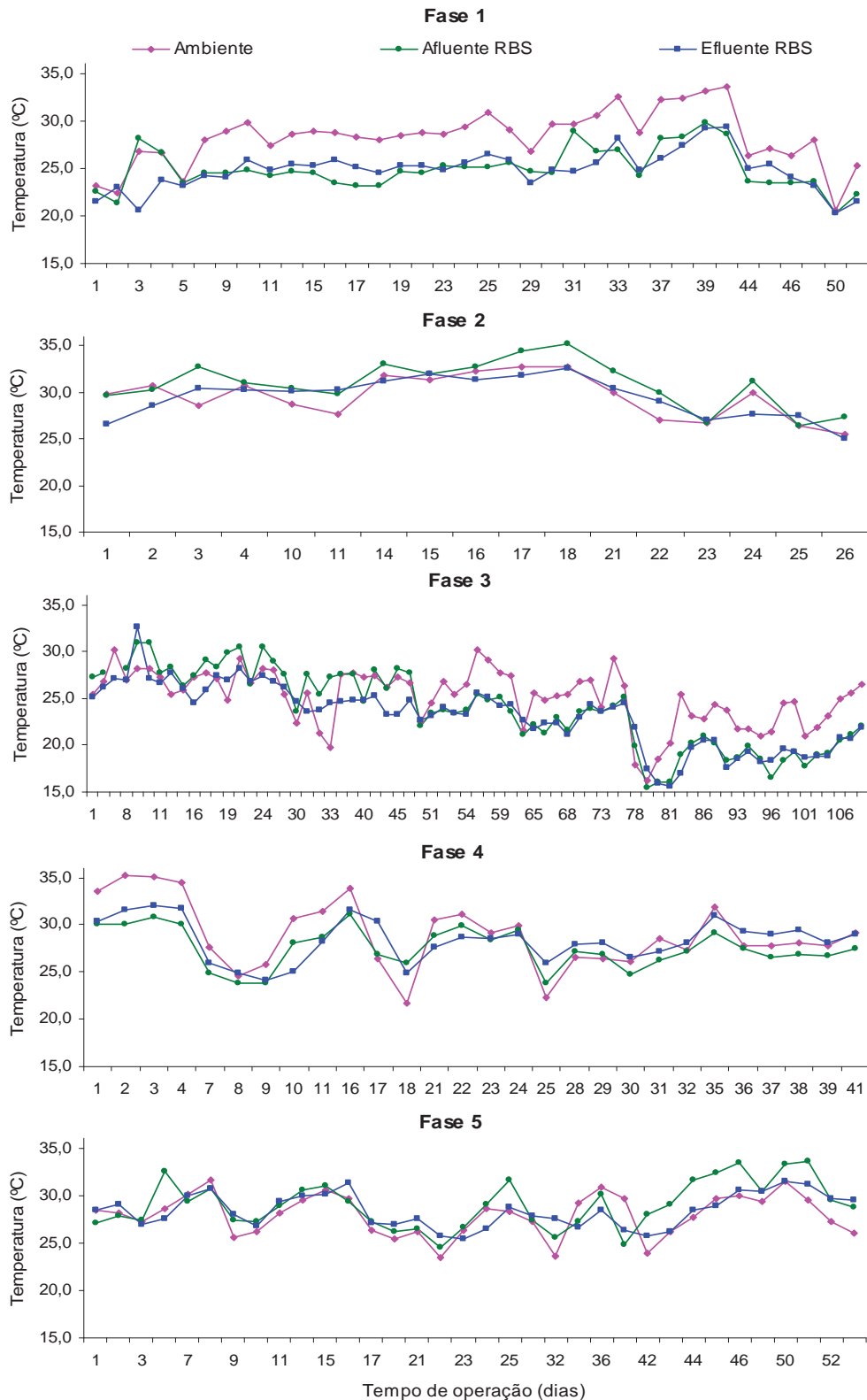


FIGURA 10. Valores médios das temperaturas do afluente e efluente do RBS, e temperatura ambiente adjacente obtidas durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.

4.1.2. Demanda Química de Oxigênio (DQO) e carga orgânica volumétrica

4.1.2.1. Reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I

Na Tabela 25 estão apresentados os valores médios das cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas nos reatores (R1 e R2), da demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), demanda química de oxigênio da fração dissolvida (DQO diss) e demanda química de oxigênio da fração dos sólidos suspensos (DQO ss) e respectivos valores médios de eficiência de remoção nos reatores UASB (R1 e R2), e no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) do conjunto I, obtidos nos ensaios 1, 2 e 3.

Nas Figuras 11, 12 e 13 (a, b e c) estão apresentados respectivamente, os valores em cada amostragem da DQO_{total}, DQO dissolvida e DQOss no afluente e efluentes e eficiências de remoção para cada atributo, nos reatores UASB (R1 e R2) e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.

As cargas orgânicas volumétricas (COV) médias aplicadas no reator R1 do conjunto I, foram de 6,9, 9,4 e 12,6 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente. Embora os valores de COV sejam crescentes com a redução do TDH do ensaio 1 para o 3, as médias das COV não diferiram significativamente entre si ($p > 0,05$). No R2 as COV médias foram significativamente crescentes ($p < 0,05$), com valores de 0,7, 0,9 e 1,2 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente.

Não houve diferenças estatísticas entre os ensaios ($p > 0,05$) para a DQO_{total}, dissolvida e devido a sólidos suspensos (DQOss), do afluente, e as médias variaram de 20755 a 22104 mg L⁻¹, de 1422 a 1593 mg L⁻¹ e de 19332 a 20511 mg L⁻¹, respectivamente.

A parcela da DQOss na DQO_{total} foi de 93,1, 92,8 e 92,8% nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Como também observado por DUDA (2010), esses valores confirmam a necessidade do tratamento anaeróbio em dois estágios, com o primeiro reator operando com menores velocidades ascensionais visando melhorar a retenção da DQOss por sedimentação na manta de lodo para hidrólise ou mesmo estabilização.

TABELA 25. Valores médios e coeficientes de variação (CV) da demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), dissolvida (DQO dissolvida) e devido a fração de sólidos suspensos (DQO_{ss}) do afluente e efluentes, a carga orgânica volumétrica (COV) e a eficiência de remoção (E) de DQO (%), obtidos nos reatores UASB (R1, R2 e R1+R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.

Atributos	Reatores	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	F	CV
TDH (h)	R1	72	54	42	-	-
	R2	28	21	16	-	-
COV (kg DQO _{total} (m ³ d) ⁻¹)	R1	6,9	9,4	12,6	2,47ns	82
	R2	0,7	0,9	1,2	3,27*	65
DQO total (mg L ⁻¹)	Afluente	20755	21239	22104	0,03ns	77
	R1	841	780	817	0,08ns	62
	R2	536	ab 392	b 704	a 4,50*	75
	R1	94	93	92	0,63ns	6
	R2	37	44	36	1,21ns	46
	R1+R2	96	96	93	1,71ns	5
DQO diss. (mg L ⁻¹)	Afluente	1422	1529	1593	0,17ns	58
	R1	234	ab 179	b 252	a 4,75*	43
	R2	207	167	198	1,62ns	44
	R1	76	83	82	1,45ns	17
	R2	29	25	31	0,56ns	66
	R1+R2	79	84	87	2,65ns	12
DQO _{ss} (mg L ⁻¹)	Afluente	19332	19709	20511	0,03ns	81
	R1	606	601	565	0,05ns	78
	R2	328	ab 224	b 506	a 4,09*	109
	R1	96	95	93	1,45ns	7
	R2	48	57	46	1,20ns	47
	R1+R2	97	97	94	2,04ns	5

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).

No efluente do R1 os valores de DQO_{total} e DQO_{ss} variaram de 780 a 841 mg L⁻¹, e de 565 a 606 mg L⁻¹, respectivamente, não diferindo significativamente entre os ensaios (p>0,05). Para a DQO dissolvida, as médias foram de 234, 179 e 252 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, sendo que o menor (ensaio 2) e o maior valor

(ensaio 3) diferiram estatisticamente entre si ($p < 0,05$).

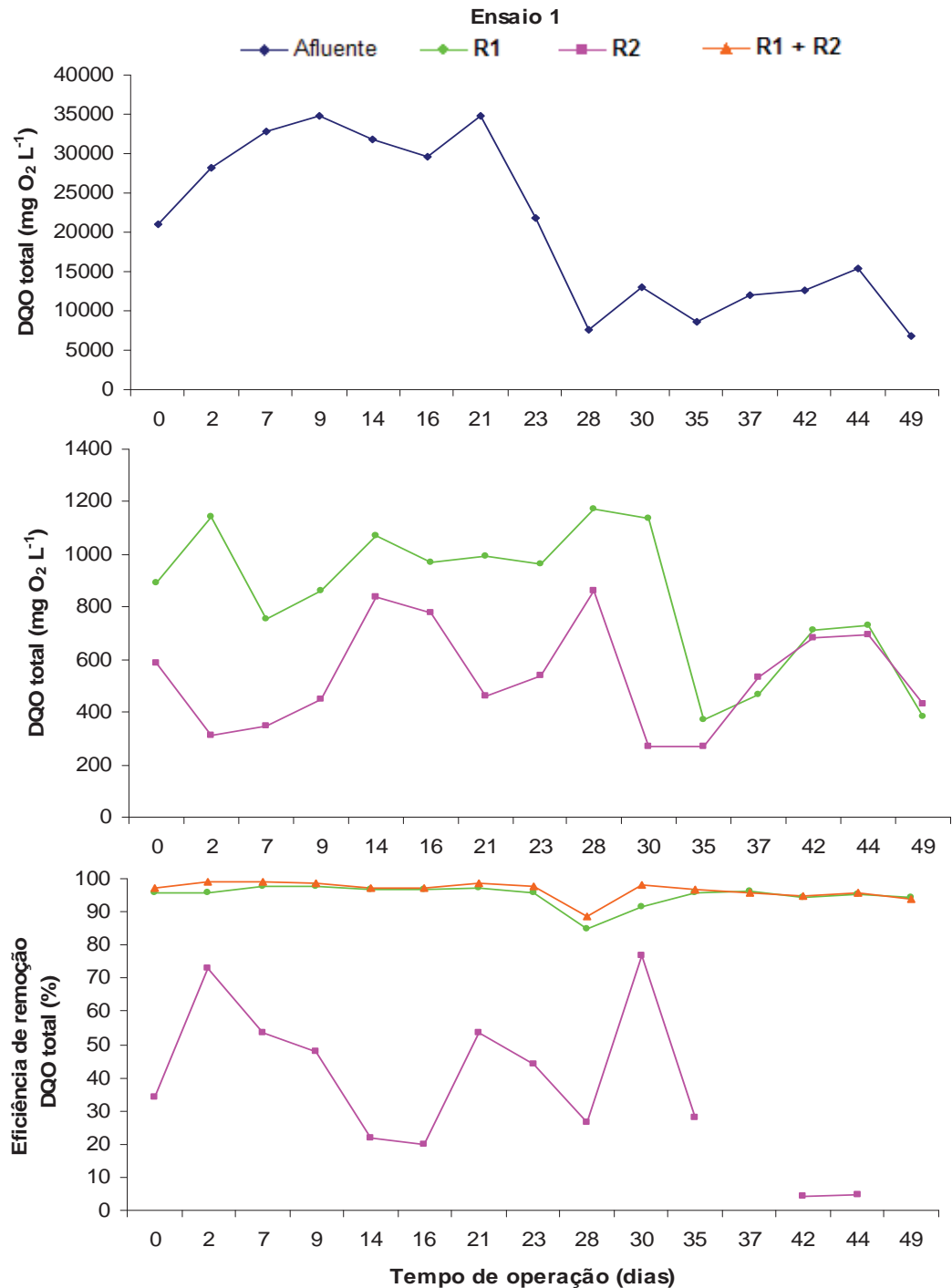


FIGURA 11(a). Valores da DQOtotal do afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQOtotal no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 1.

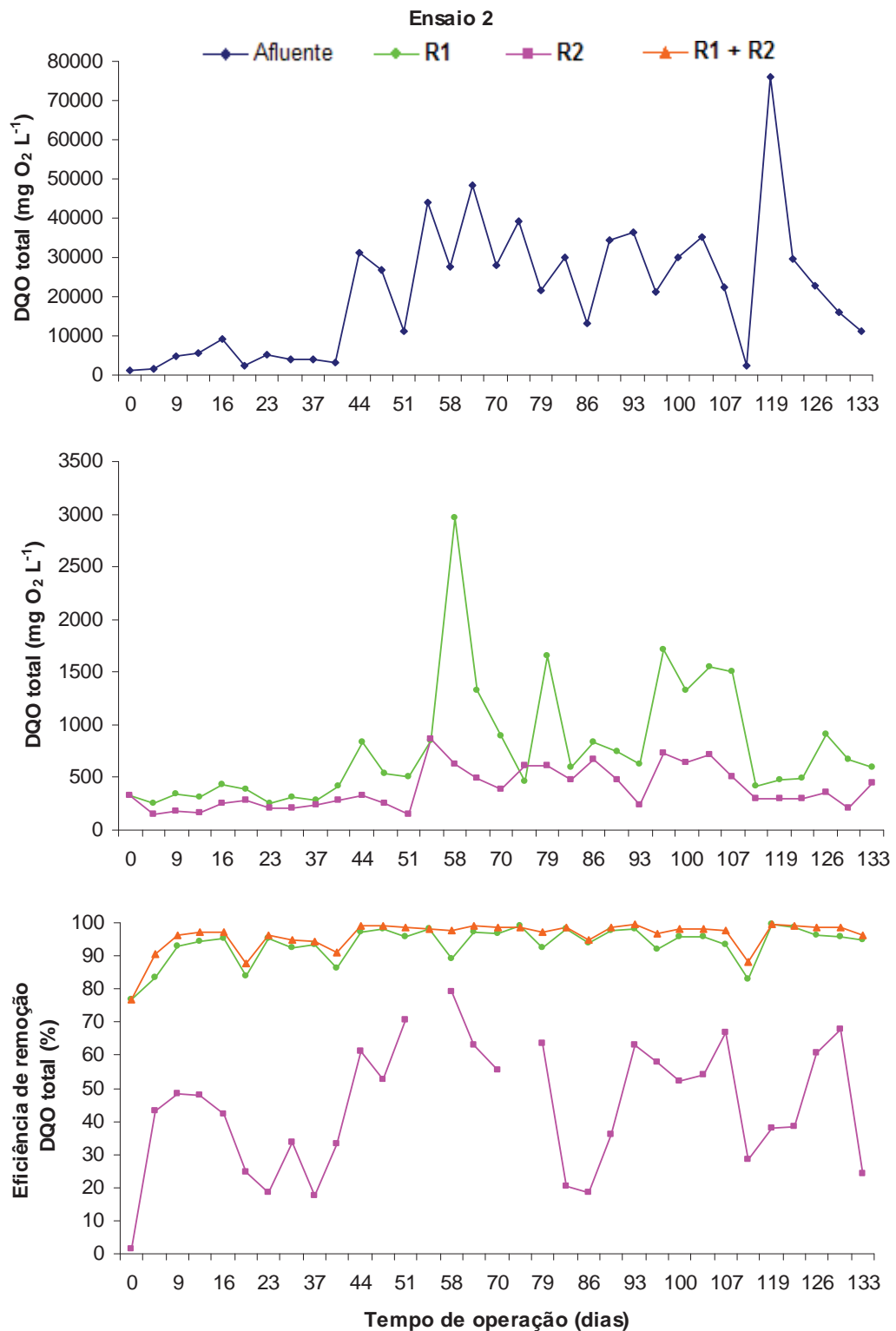


FIGURA 11(b). Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 2.

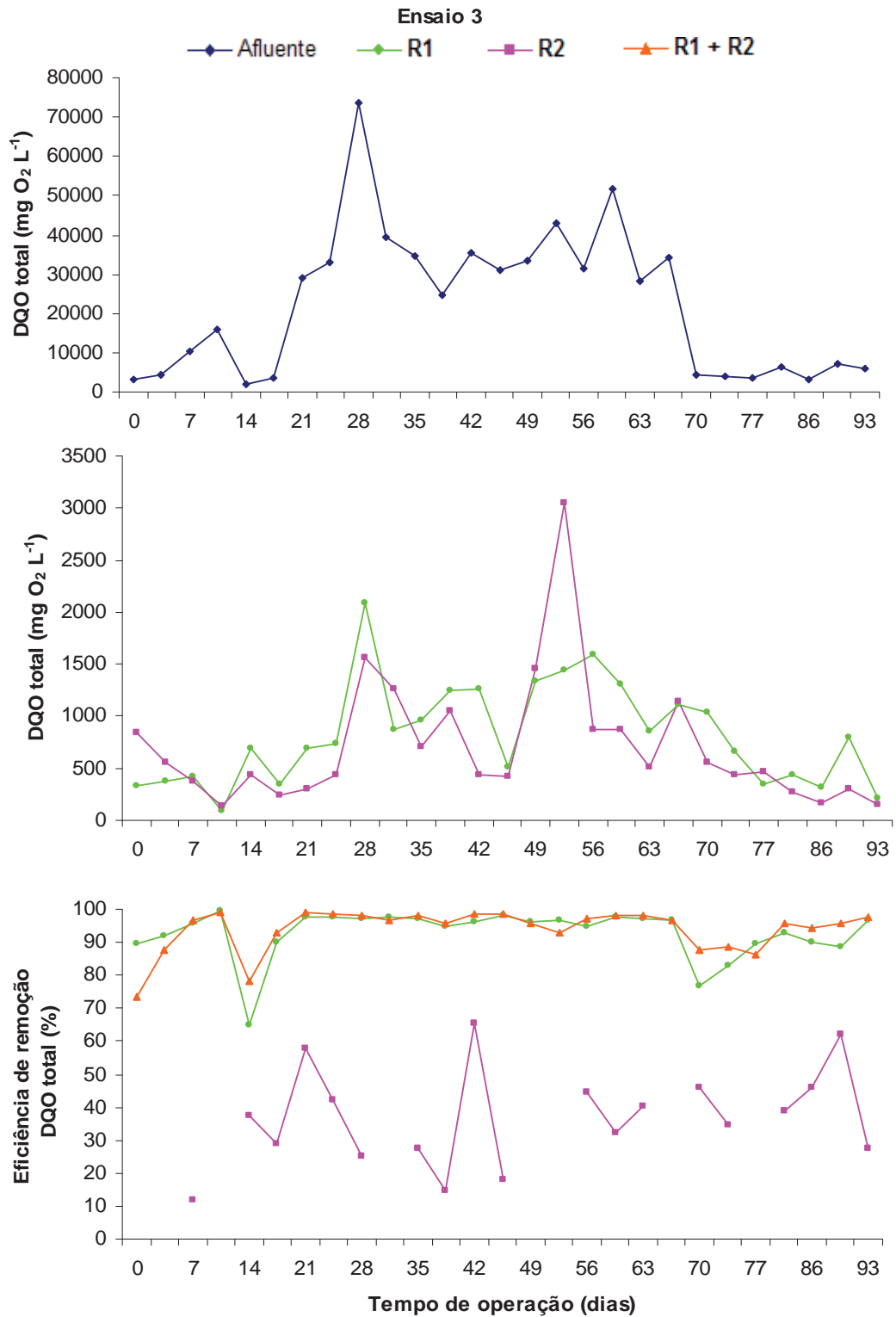


FIGURA 11(c). Valores da DQOtotal do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQOtotal no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 3.

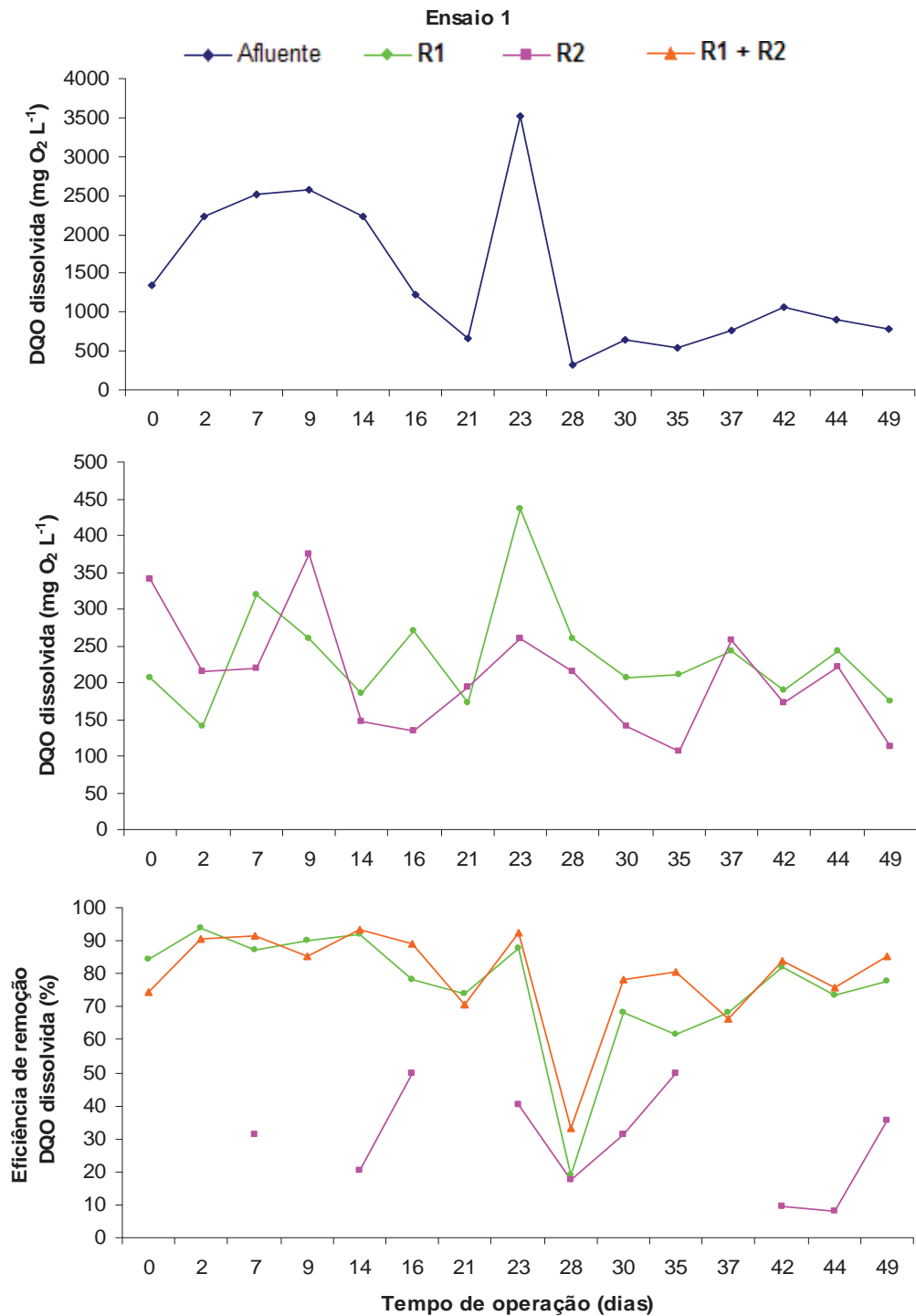


FIGURA 12(a). Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 1.

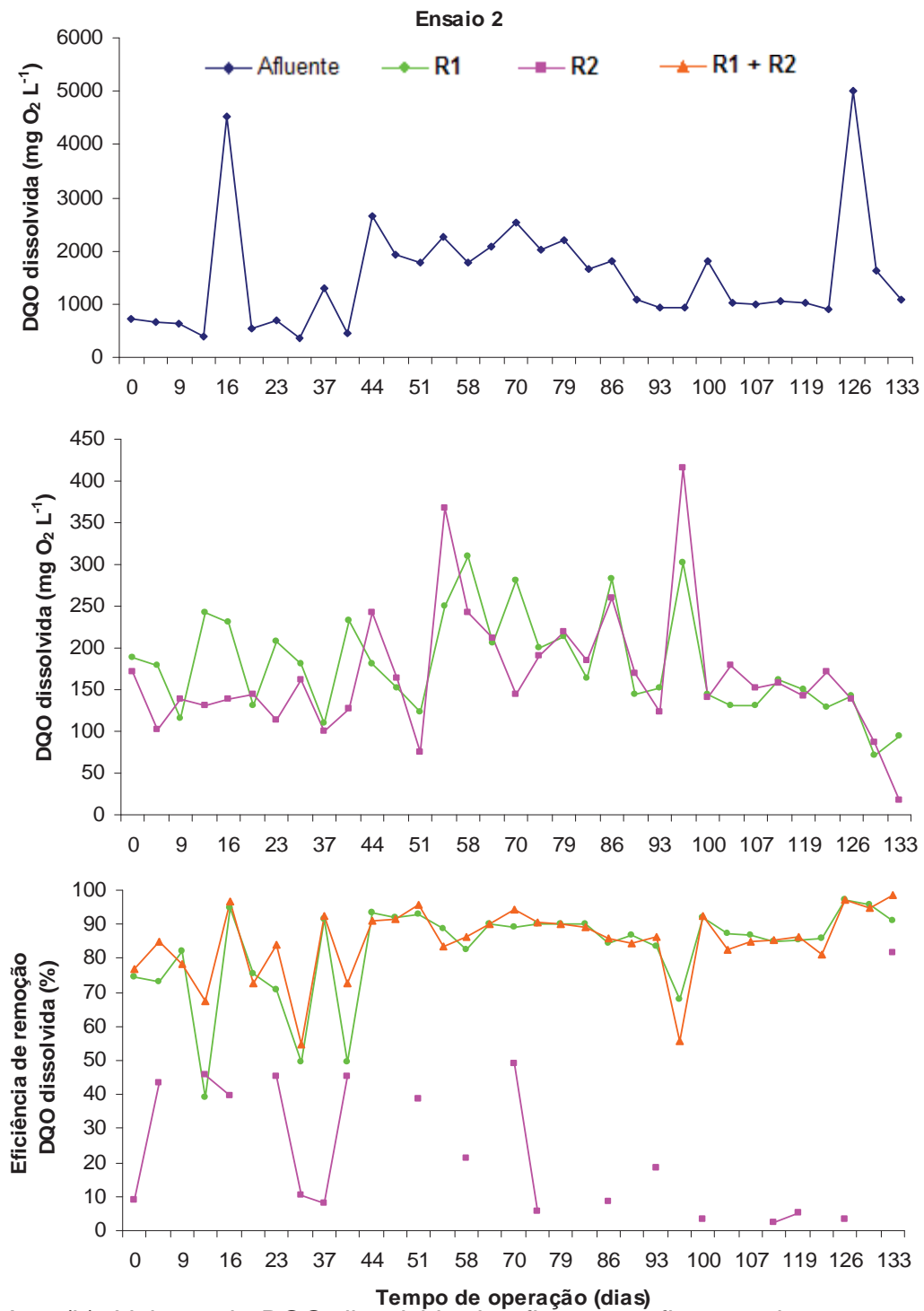


FIGURA 12(b). Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 2.

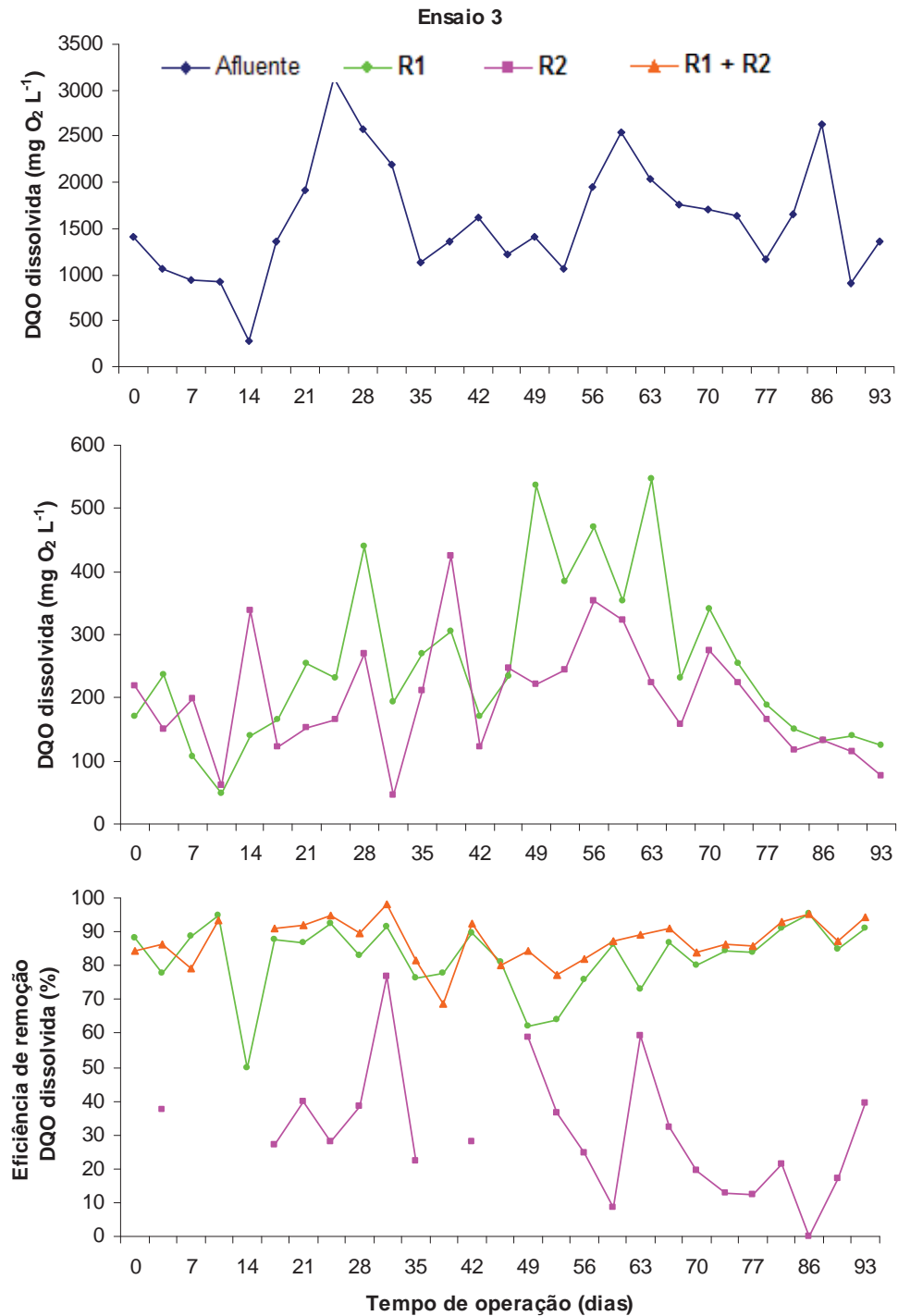


FIGURA 12(c). Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO dissolvida no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 3.

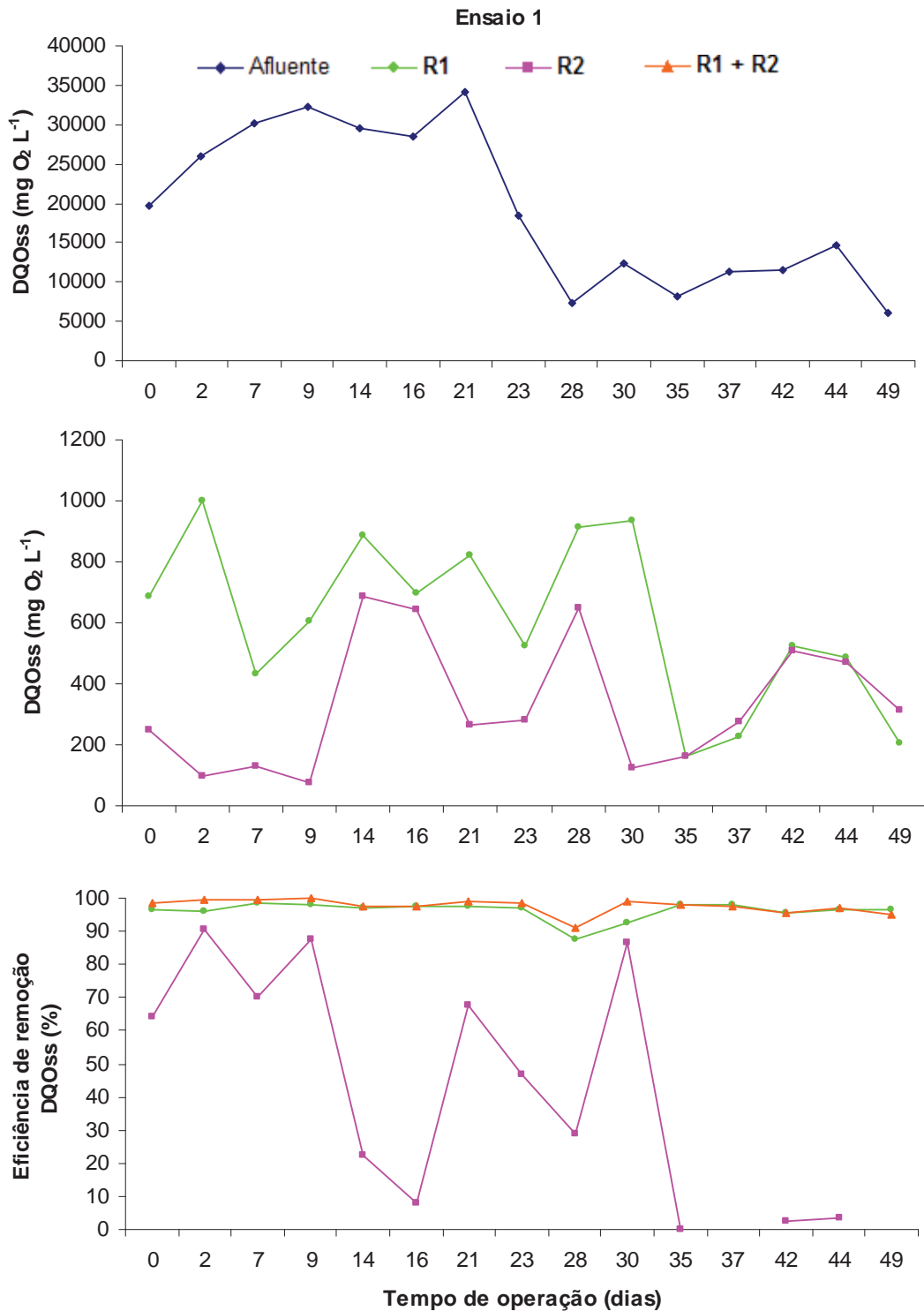


FIGURA 13(a). Valores da DQOss do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQOss no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 1.

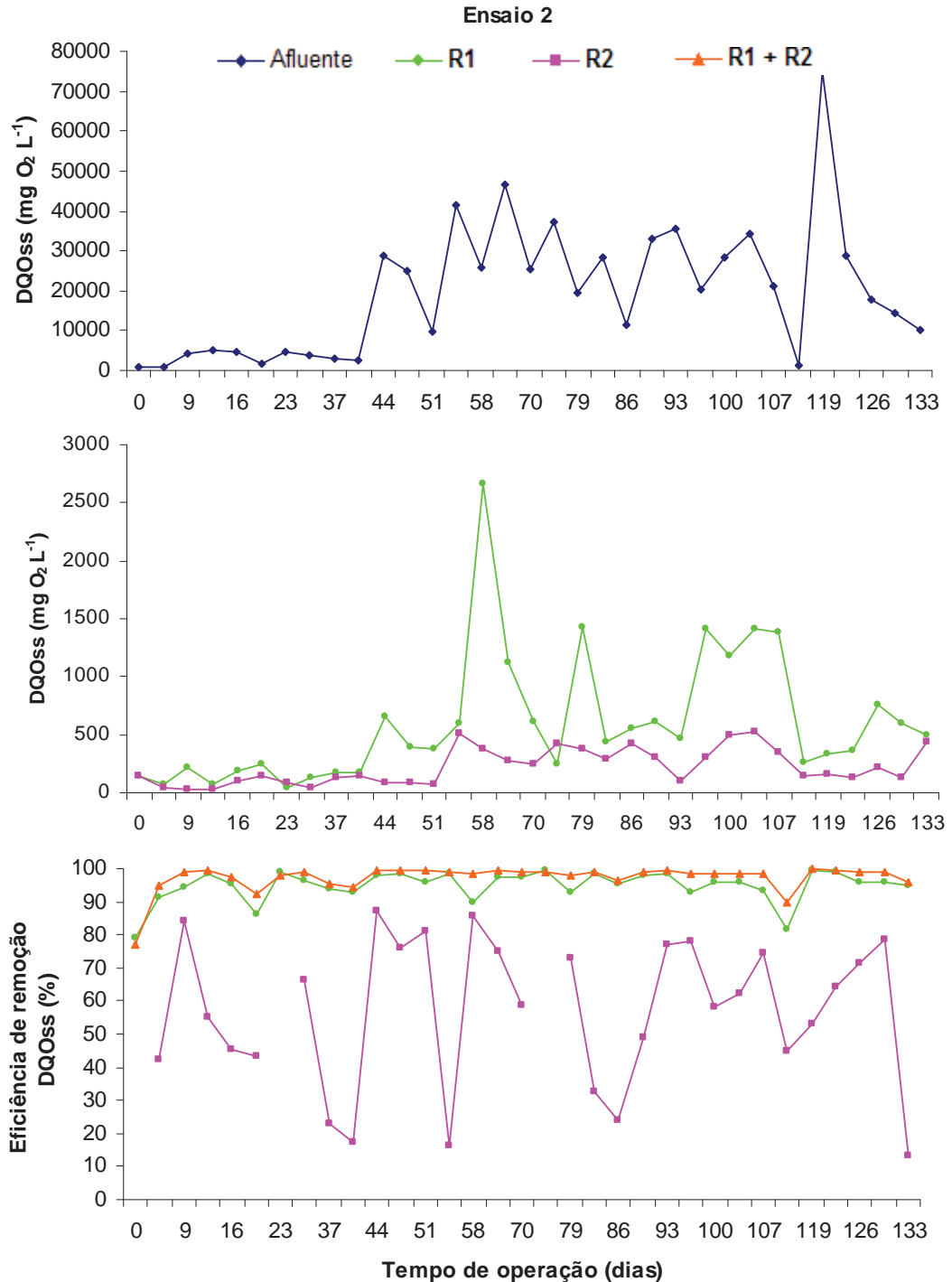


FIGURA 13(b). Valores da DQOss do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQOss no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 2.

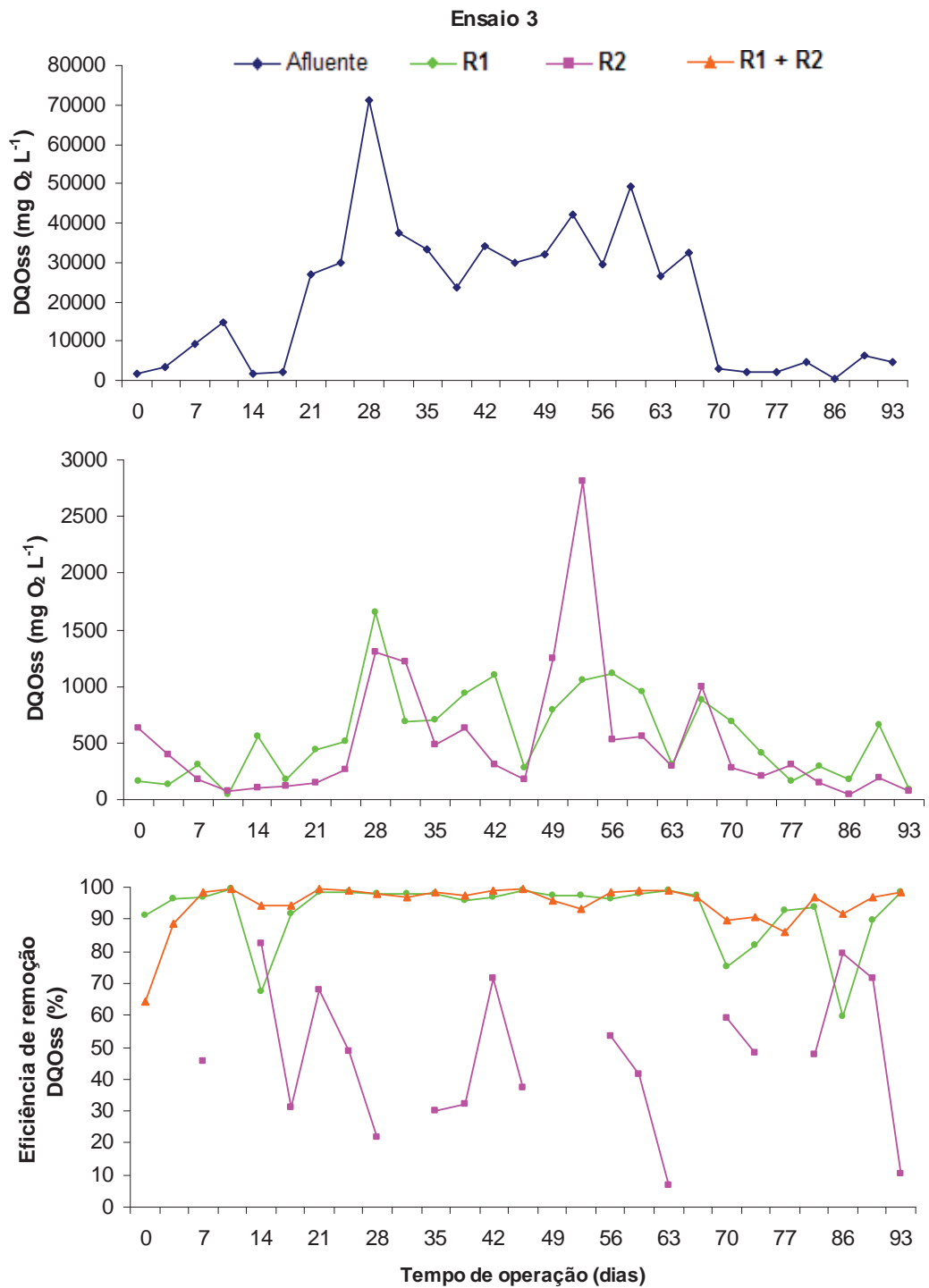


FIGURA 13(c). Valores da DQOss do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQOss no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 3.

No efluente do R2 do conjunto I, os valores médios de DQOtotal e de DQOss foram, respectivamente de 536, 392 e 704 mg L⁻¹, e de 328, 224 e 506 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Os menores valores foram obtidos com a aplicação de COV de 9,4 kg DQOtotal (m³ d)⁻¹ no R1 do ensaio 2 e diferiram estatisticamente ($p < 0,05$) dos maiores, obtidos com COV aplicada no R1 de 12,6 kg DQOtotal (m³ d)⁻¹ no ensaio 3.

As eficiências médias de remoção no R1 para DQOtotal e DQOss foram, respectivamente, de 94, 93 e 92% e de 96, 95 e 93%, nos ensaios 1, 2 e 3. Para essas variáveis houve decréscimo das eficiências de remoção com o aumento da COV e a diminuição do TDH no R1, embora não se tenha verificado diferença significativa entre as médias dos três ensaios ($p > 0,05$).

Na Tabela 26 estão apresentados os valores médios das cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas, da demanda química de oxigênio total (DQOtotal), demanda química de oxigênio da fração dissolvida (DQO diss) e demanda química de oxigênio da fração dos sólidos suspensos (DQO ss) e respectivos valores médios de eficiência de remoção nos reatores UASB R1 e R2, e no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) do conjunto II, obtidos nos ensaios 1, 2 e 3.

Nas Figuras 14, 15 e 16, estão apresentados respectivamente, os valores em cada amostragem da DQOtotal, DQO dissolvida e DQOss no afluente e efluentes e eficiências de remoção para cada atributo, nos reatores R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.

As cargas orgânicas volumétricas (COV) médias aplicadas no reator R1 do conjunto II foram de 7,5, 8,0 e 9,8 kg DQOtotal (m³ d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Embora com a redução do TDH os valores de COV sejam crescentes, não houve diferença significativa entre as médias ($p > 0,05$). No R2 as COV médias foram de 1,6, 1,6 e 2,4 kg DQOtotal (m³ d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente.

No afluente os valores médios de DQOtotal foram de 22382, 17909 e 17085 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, e não diferiram estatisticamente ($p > 0,05$).

A participação da DQOss na DQOtotal foi de 89,9, 93,2 e 89,0% nos ensaios 1, 2

e 3, respectivamente.

TABELA 26. Valores médios e coeficientes de variação (CV) da demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), dissolvida (DQO dissolvida) e devido à fração de sólidos suspensos (DQO ss) do afluente e efluentes, a carga orgânica volumétrica (COV) e a eficiência de remoção (E) de DQO (%), obtidos nos reatores UASB (R1, R2 e R1+R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.

Atributos	Reatores	Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		F	CV	
TDH (h)	R1	72		54		42		-	-	
	R2	15		11		9		-	-	
COV (kg DQO _{total} (m ³ d) ⁻¹)	R1	7,5		8,0		9,8		0,75ns	79	
	R2	1,6	ab	1,6	b	2,4	a	3,87*	63	
DQO total	Afluente	22382		17909		17085		0,70ns	77	
	mg L ⁻¹	R1	1007		746		873		1,35ns	61
		R2	808	a	539	b	605	ab	3,49*	53
		R1+R2	94		92		89		1,72ns	9
	E (%)	R2	24		33		39		1,43ns	65
		R1+R2	95		94		93		0,57ns	6
DQO diss.	Afluente	2250	a	1217	b	1877	a	7,91**	54	
	mg L ⁻¹	R1	362	a	162	c	220	b	24,93**	40
		R2	321	a	149	b	163	b	17,00**	52
		R1+R2	79		82		86		2,72ns	11
	E (%)	R2	31		22		33		2,26ns	61
		R1+R2	84		84		90		3,35ns	11
DQO ss	Afluente	20131		16692		15208		0,60ns	82	
	mg L ⁻¹	R1	644		584		653		0,16ns	79
		R2	486		389		442		0,52ns	74
		R1+R2	96		92		88		2,64ns	12
	E (%)	R2	57		46		53		0,64ns	50
		R1+R2	96		94		90		1,46ns	13

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).

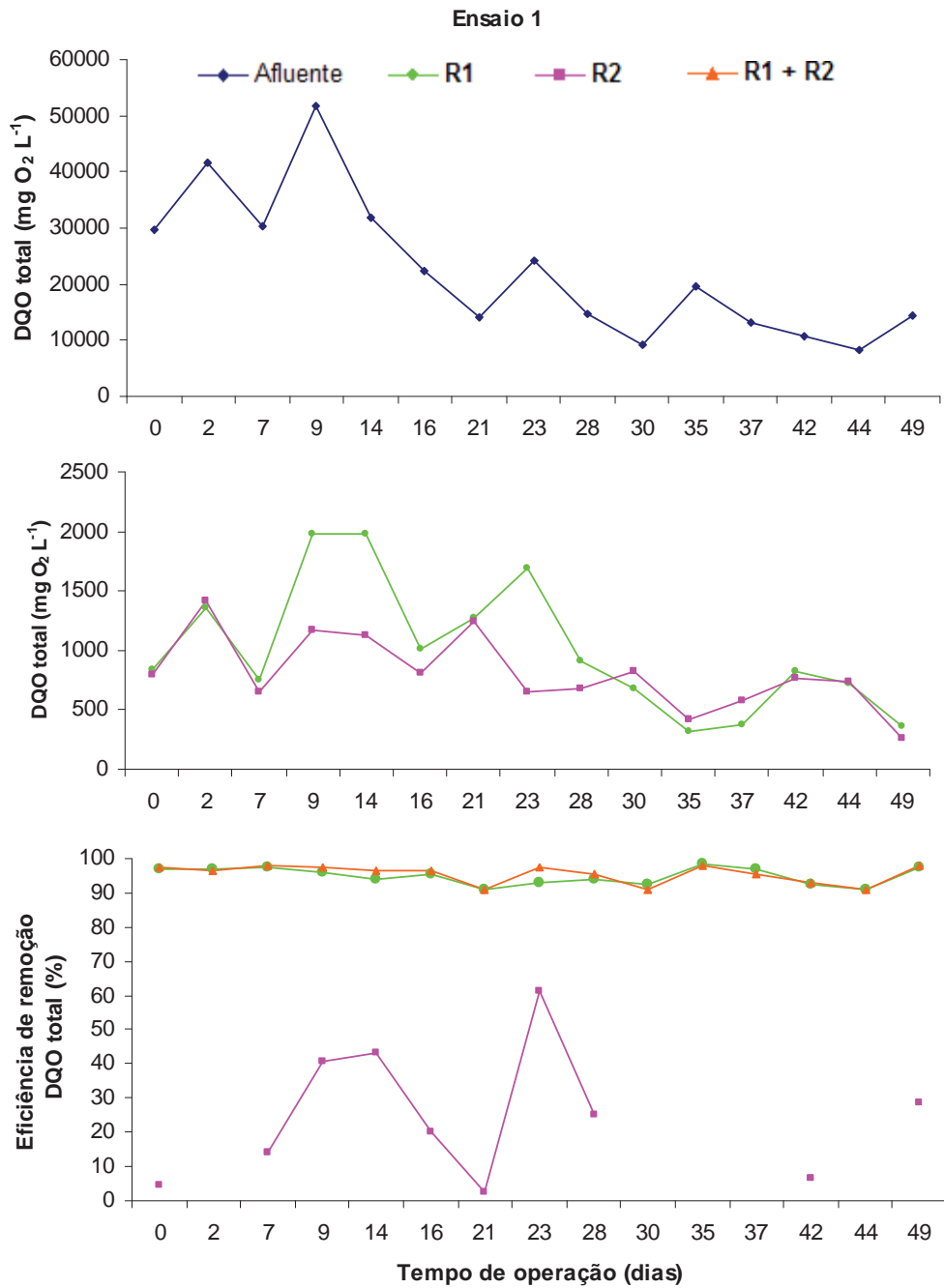


FIGURA 14(a). Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 1.

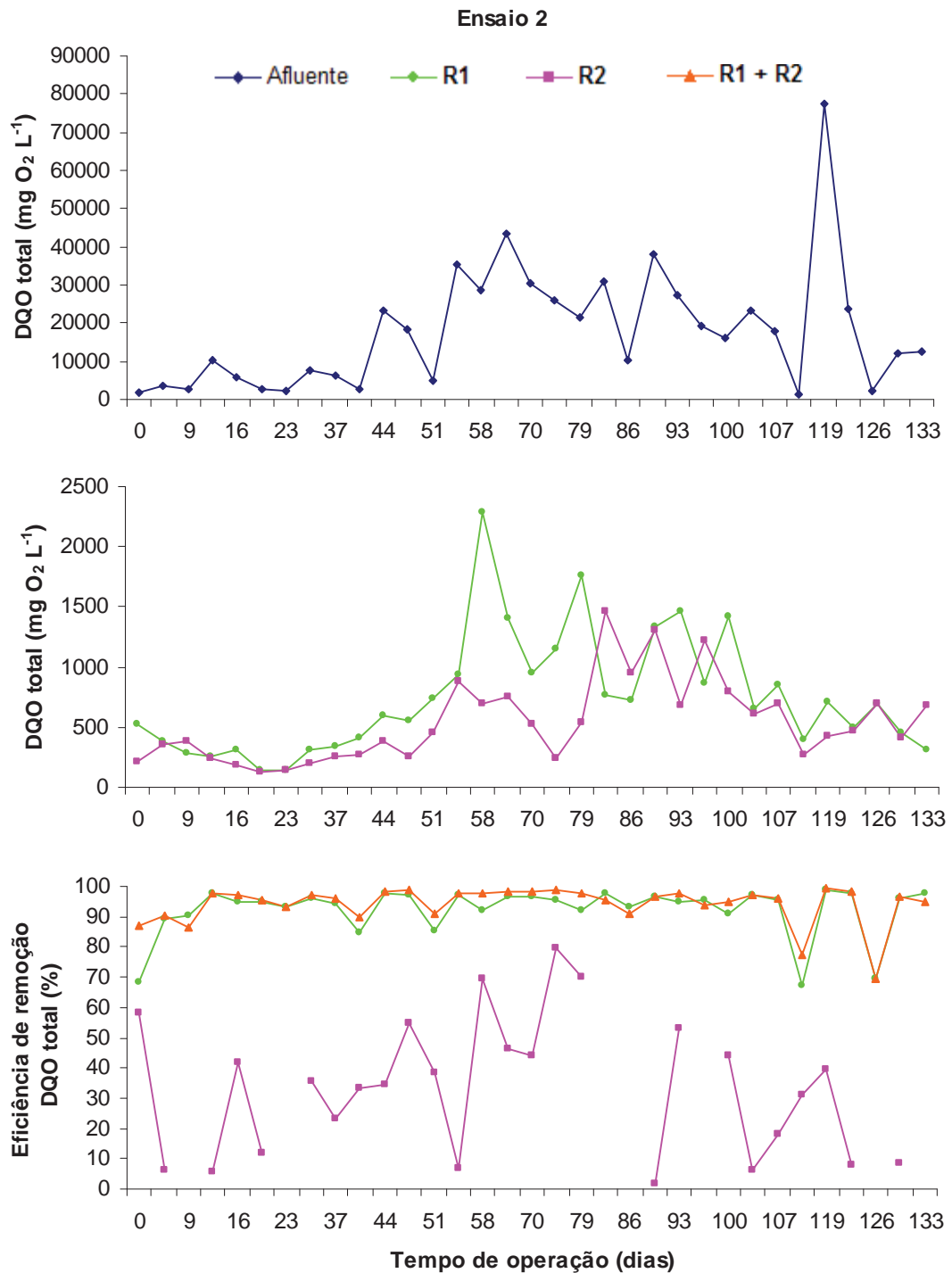


FIGURA 14(b). Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 2.

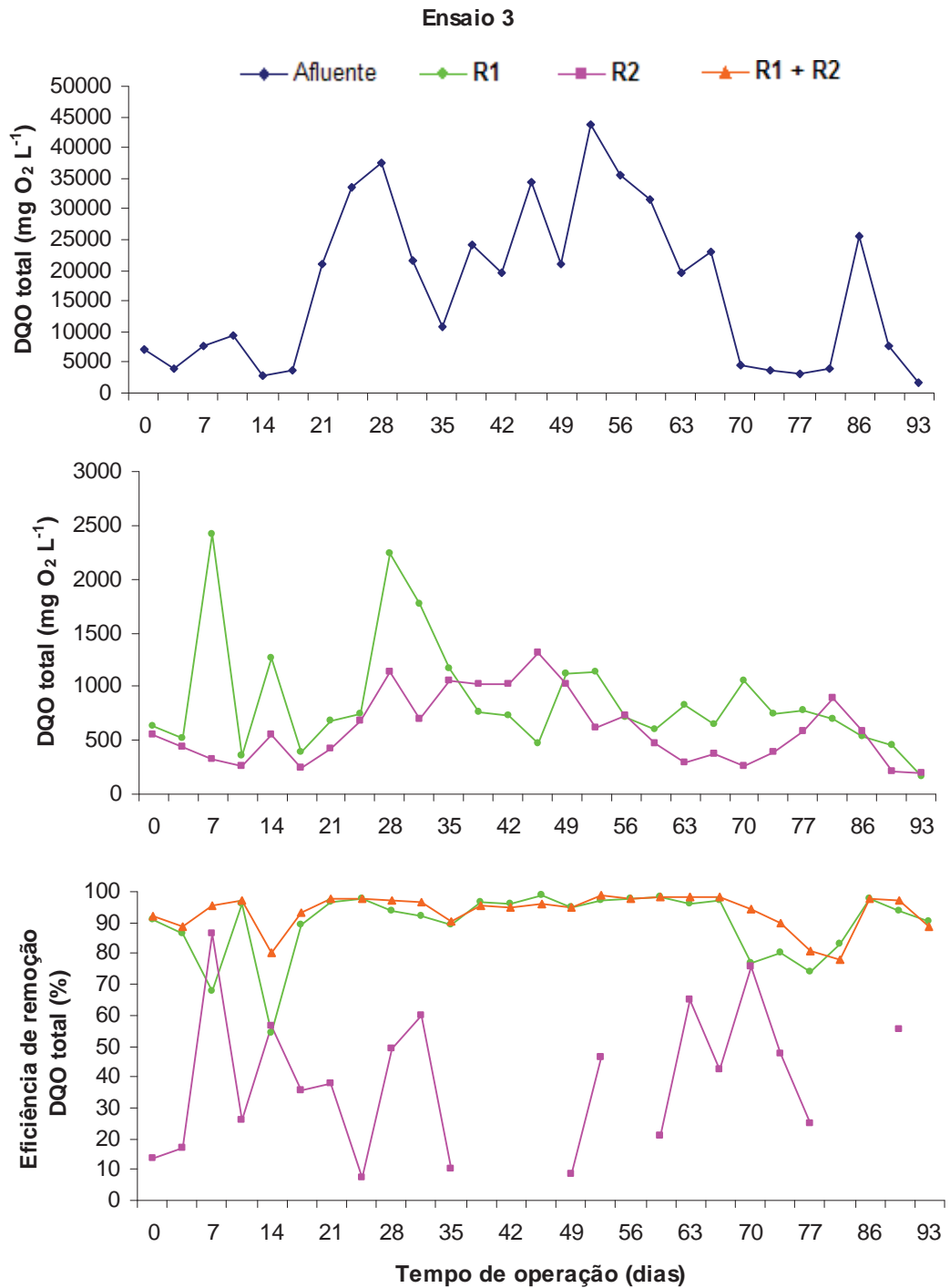


FIGURA 14(c). Valores da DQO_{total} do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 3.

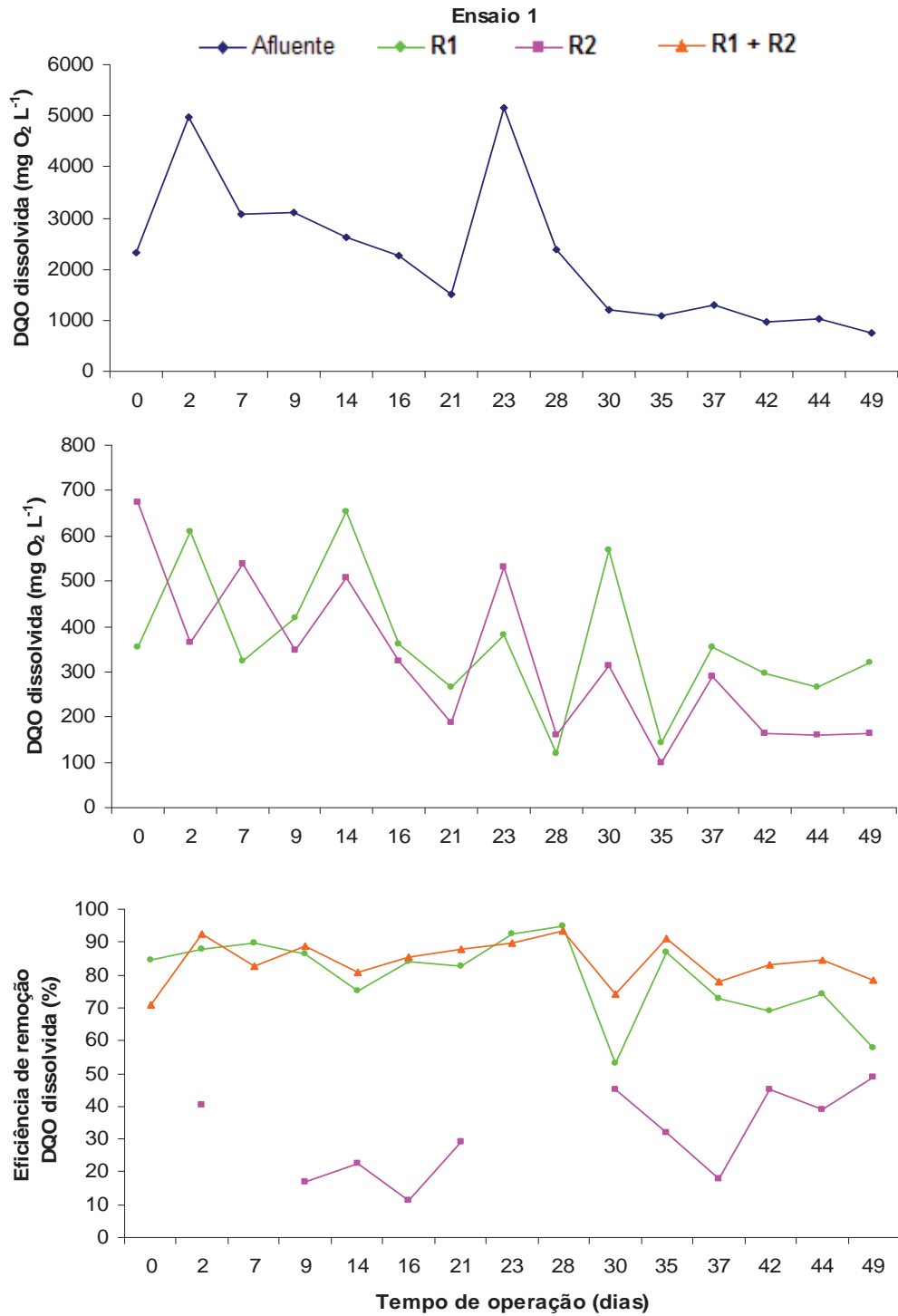


FIGURA 15(a). Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 1.

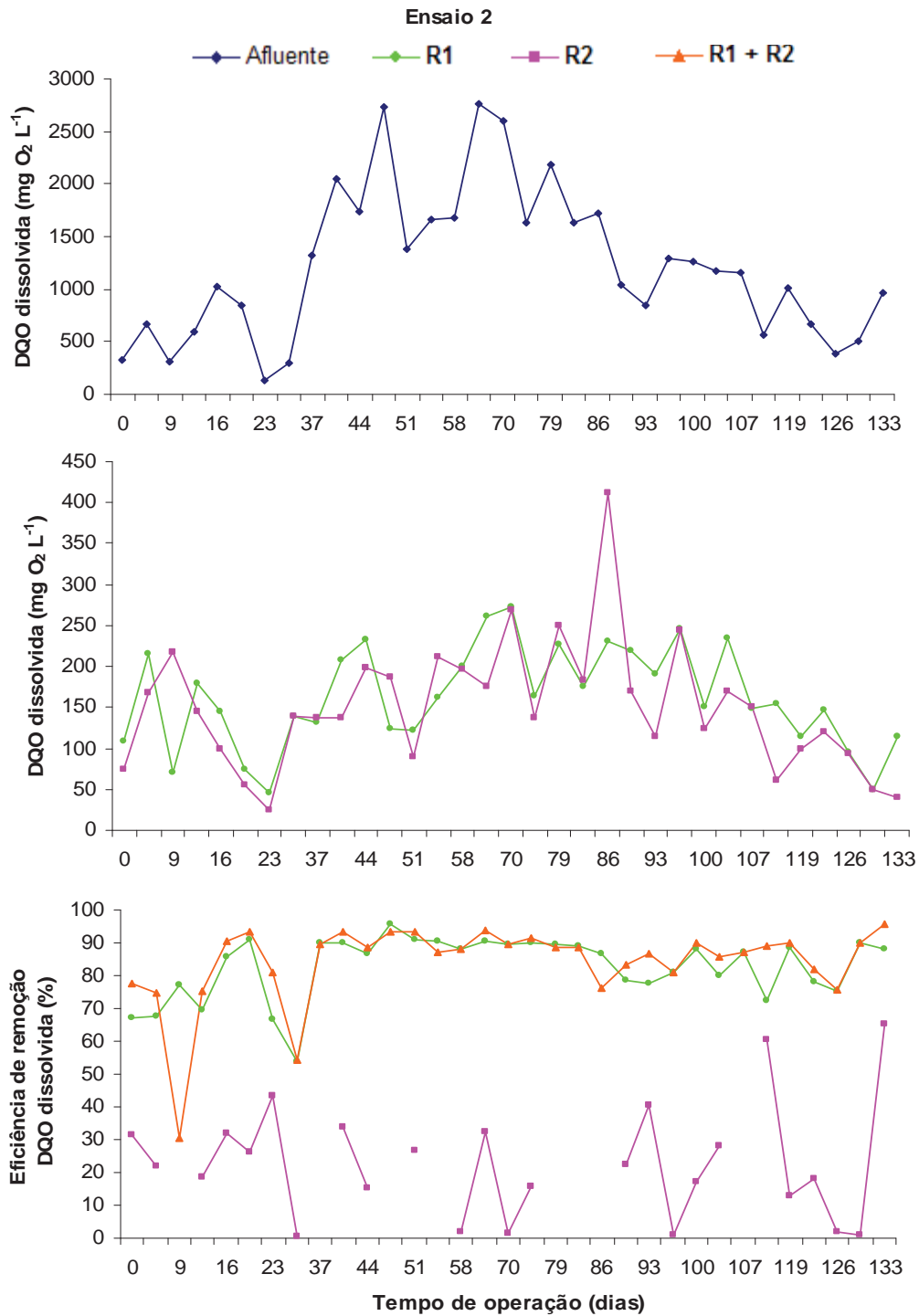


FIGURA 15(b). Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 2.

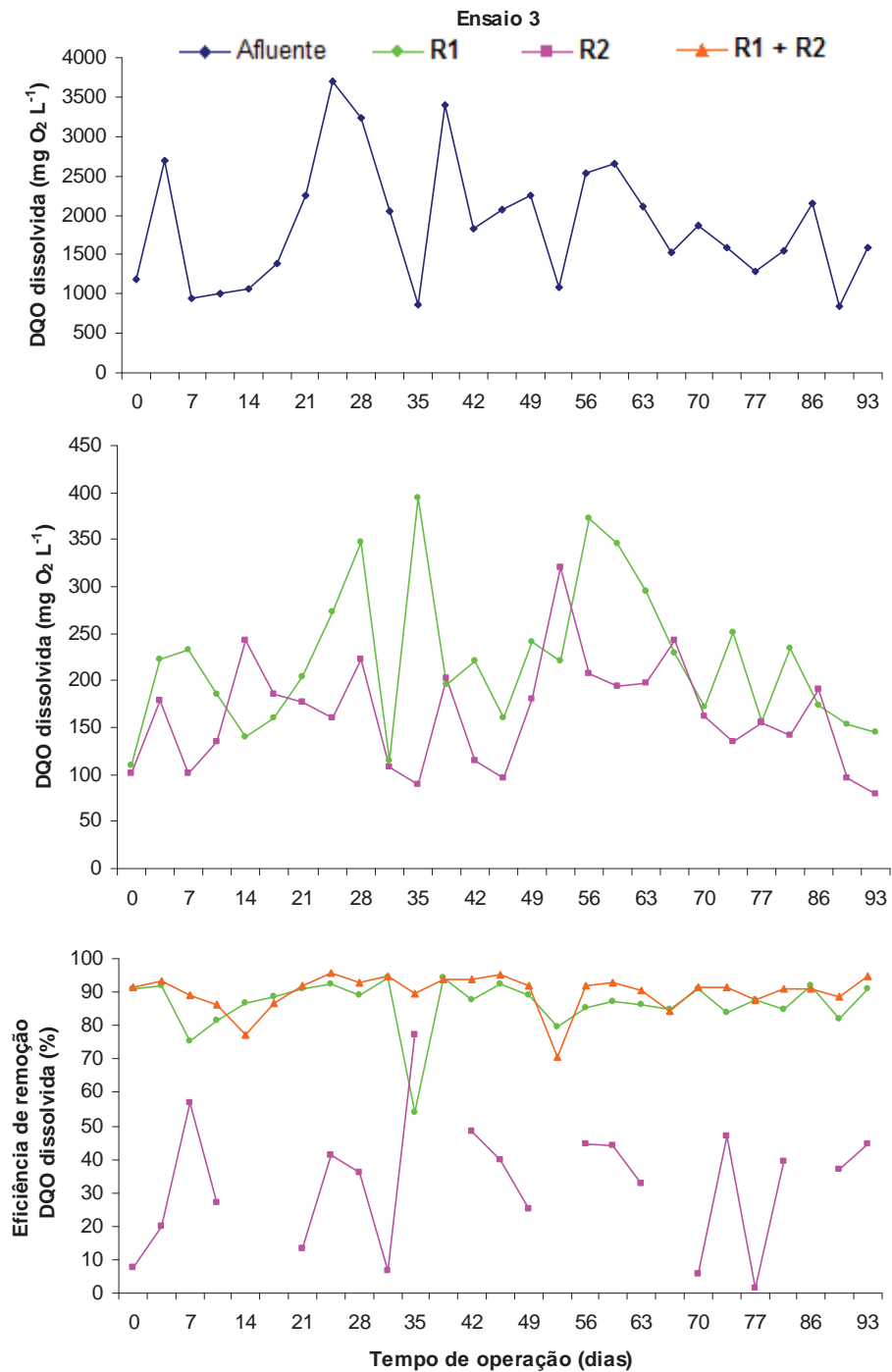


FIGURA 15(c). Valores da DQO dissolvida do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQO_{total} no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 3.

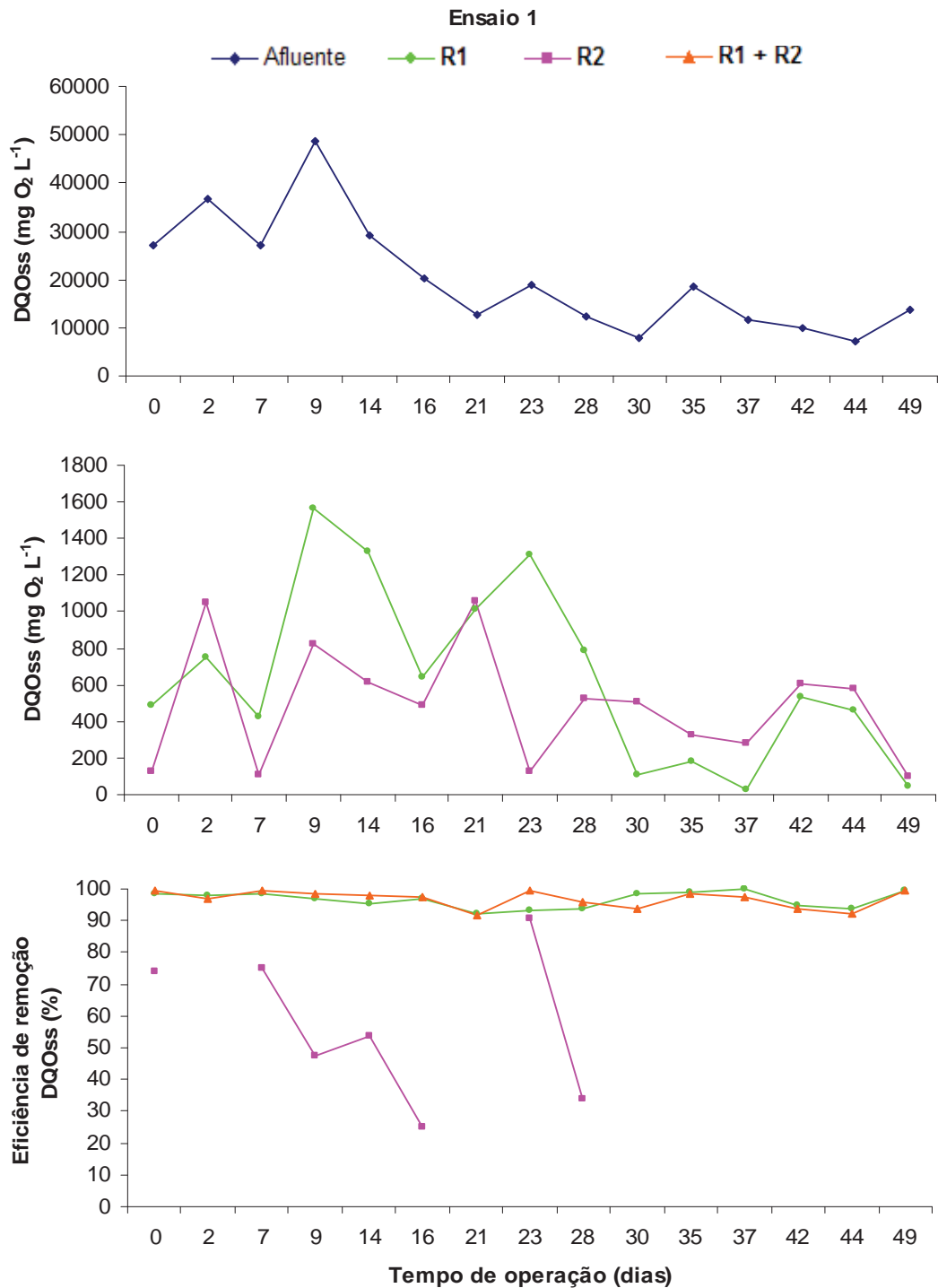


FIGURA 16(a). Valores da DQOss do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQOtotal no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 1.

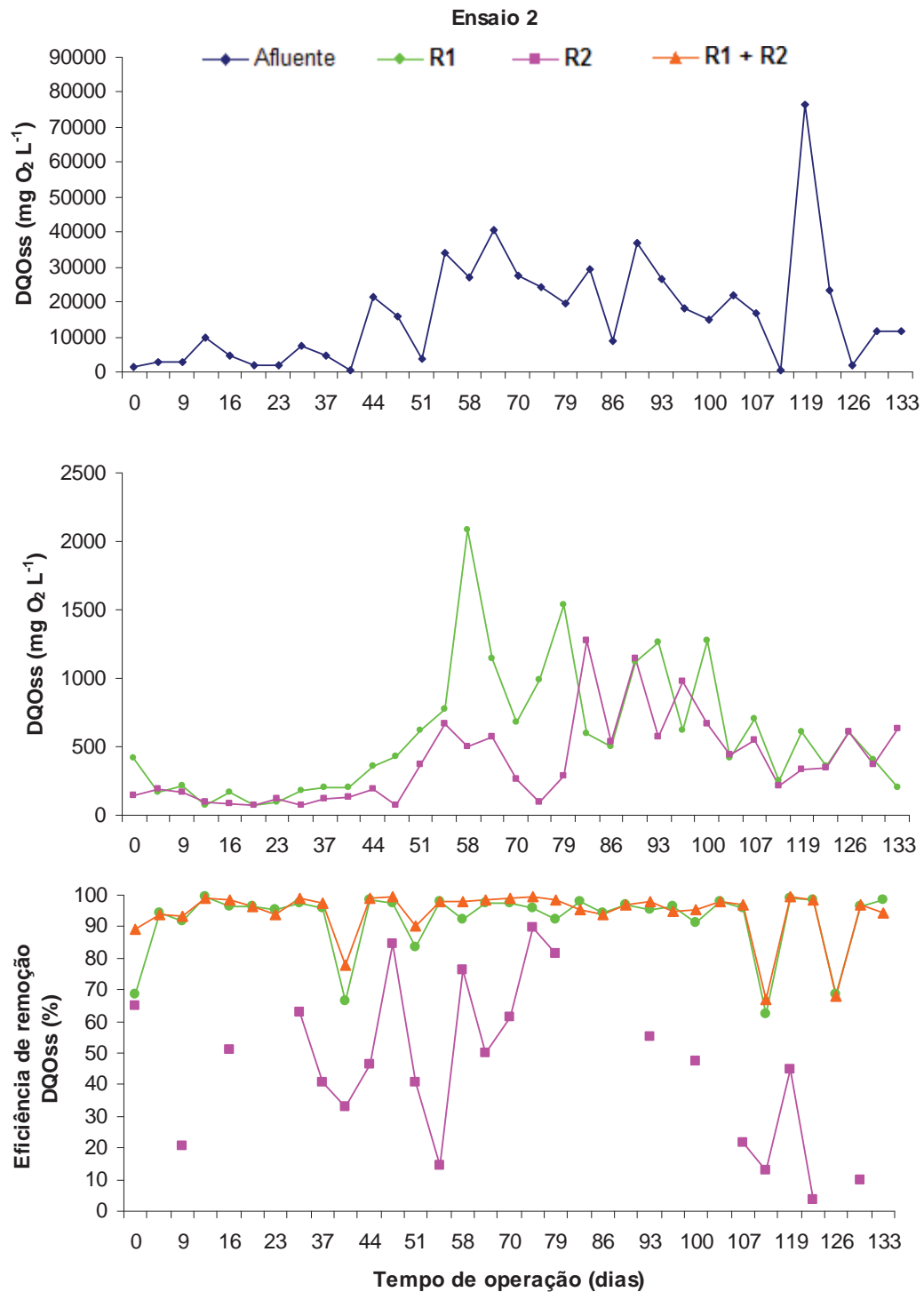


FIGURA 16(b). Valores da DQOss do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQOtotal no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 2.

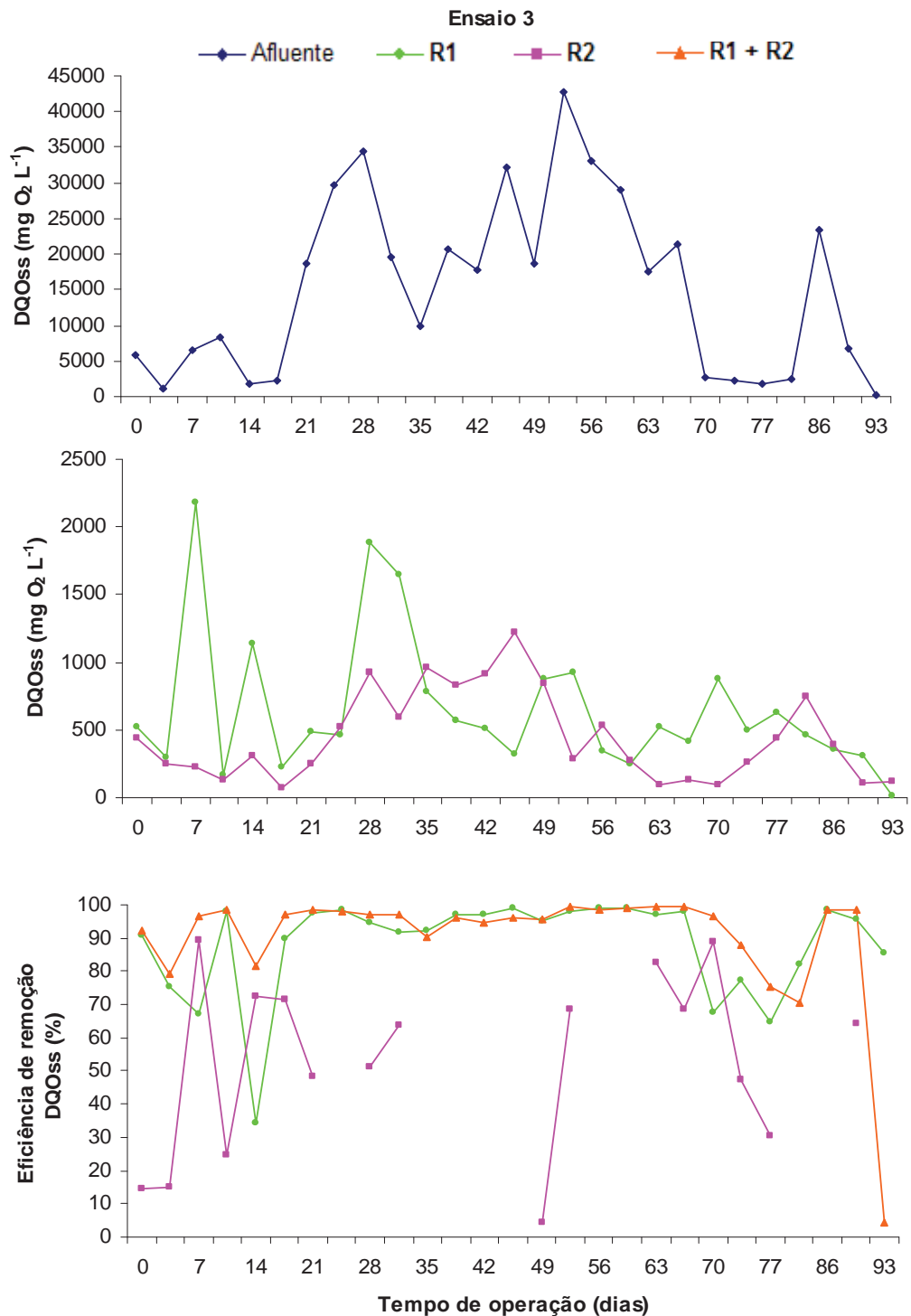


FIGURA 16(c). Valores da DQOss do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2), e eficiências de remoção de DQOtotal no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 3.

No efluente do R1 os valores de DQO_{total} e DQO_{ss} variaram de 746 a 1007 mg L⁻¹, e de 584 a 653 mg L⁻¹, respectivamente, não diferindo significativamente entre os ensaios ($p > 0,05$). Para a DQO dissolvida, as médias foram de 362, 162 e 220 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, diferindo estatisticamente entre si ($p < 0,05$).

No efluente do R2 os valores médios de DQO_{total} e de DQO_{ss} foram, respectivamente de 808, 539 e 605 mg L⁻¹, e de 486, 389, e 442 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3. Os menores valores de DQO_{total} e DQO_{ss} foram obtidos com a aplicação de COV no R1 de 9,4 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹ (ensaio 2) e diferiram estatisticamente ($p < 0,05$) dos maiores, obtidos com COV aplicada no R1 de 12,6 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹ (ensaio 3).

As médias de eficiências de remoção no R1 para DQO_{total} e DQO_{ss} foram, respectivamente, de 94, 92 e 89% e de 96, 92 e 88%, nos ensaios 1, 2 e 3. Para estes atributos houve decréscimo das eficiências de remoção com o aumento da COV e diminuição do TDH no R1, embora não se tenha verificado diferença significativa entre as médias dos três ensaios ($p > 0,05$).

4.1.2.2. RBS e sistema de tratamento combinado anaeróbio e aeróbio (R1+R2+RBS)

Na Tabela 27 estão apresentados os valores médios das cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas, da demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), demanda química de oxigênio da fração dissolvida (DQO diss) e demanda química de oxigênio da fração dos sólidos suspensos (DQO ss) e respectivos valores médios de eficiência de remoção no reator aeróbio RBS, e no sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS), obtidos nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.

Nas Figuras 17 e 18 (a, b e c), estão apresentados respectivamente, os valores em cada amostragem da DQO_{total} e da DQO dissolvida no afluente e efluentes do RBS, e eficiências de remoção para cada parâmetro, no reator aeróbio RBS e sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS), nas fases 1 e 2, 3 e 4, e 5.

TABELA 27. Valores médios e coeficientes de variação (CV) da demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), dissolvida (DQO dissolvida) e devido à fração de sólidos suspensos (DQO ss) do afluente e efluente, a carga orgânica volumétrica (COV) e a eficiência de remoção (E) de DQO (%), obtidos durante a operação do reator em bateladas seqüenciais aeróbio (RBS), e sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS), do conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.

Atributos		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	F	CV						
		TDH (h)	240	240	180	240	180	---	---					
	COV*	0,08	a	0,02	b	0,08	a	0,06	ab	0,08	a	3,74**	52	
DQO total (mg L ⁻¹)	Afl. RBS	808	a	234	b	620	a	648	a	566	ab	4,11**	50	
	Efl. RBS	325	a	135	c	223	b	247	b	221	bc	11,08**	30	
	E (%)	RBS	59		47		57		54		51		0,54ns	34
		R1+R2+RBS	98		95		97		97		97		0,64ns	3
DQO diss. (mg L ⁻¹)	Afl. RBS	321	a	112	b	159	b	155	b	171	b	8,80**	52	
	Efl. RBS	186	a	92	b	129	b	136	ab	139	ab	5,75**	36	
	E (%)	RBS	57	a	67	a	29	b	38	ab	28	b	7,11**	43
		R1+R2+RBS	89	ab	81	b	87	ab	91	ab	92	a	2,68*	8
DQO ss (mg L ⁻¹)	Afl. RBS	486		122		460		492		395		2,11ns	72	
	Efl. RBS	138	a	43	b	93	ab	110	ab	81	ab	3,75**	65	
	E (%)	RBS	73		77		73		72		77		0,15ns	24
		R1+R2+RBS	99		99		98		98		97		0,60ns	4

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).

*COV: kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹.

Os valores médios de DQO_{total} no afluente do RBS foram de 808, 234, 620, 648 e 566 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente. O valor obtido na fase 5 não diferiu significativamente dos demais, e as fases 1, 3 e 4 não diferiram entre si (p<0,01). O menor valor foi observado na fase 2, e diferiu significativamente dos demais (p<0,01).

O menor valor médio de COV aplicada no RBS foi de 0,02 kg DQO (m³ d)⁻¹ na fase 2, e diferiu significativamente dos maiores valores de 0,08 kg DQO (m³ d)⁻¹ observados nas fases 1, 3 e 5 (p<0,01). Na fase 4, o valor médio de COV foi de 0,06 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹, e não diferiu significativamente dos demais (p<0,01).

No efluente do RBS, os valores médios de DQO_{total} variaram de 135 a 325 mg L⁻¹. O menor valor diferiu dos demais e foi observado na fase 2, que correspondeu à fase com o menor valor médio também de COV.

Considerando os possíveis padrões de lançamento relatados por VON SPERLING (2005), os valores observados na fase 2, indicam que é possível atingir com emprego do sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio para águas residuárias de suinocultura, valores de DQO_{total} no efluente abaixo do mais restritivo, de 200 mg L⁻¹.

O coeficiente de variação da DQO_{total} diminuiu de 50% na entrada, para 30% na saída do RBS, indicando que o reator aeróbio operou de forma estável absorvendo possíveis picos de carga e arrastes de lodo ocorridos na etapa anaeróbia.

As eficiências médias de remoção de DQO_{total} no RBS variaram de 47 a 59%, e mesmo com as mudanças operacionais neste reator, não foram detectadas diferenças significativas ($p > 0,05$). O valor numericamente menor foi observado com o TDH de 240 horas e aplicação da menor COV de 0,02 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹, maior tempo de aeração (10 horas) e ocorrência de maiores temperaturas do ar de 25,4 °C na fase 2.

Numericamente, a maior média de remoção de DQO_{total} foi de 59% no RBS, observada com aplicação de TDH de 240 horas, porém com a COV de 0,08 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹, menor tempo de aeração de 4 horas e média de temperatura média diária do ar de 22,3 °C, na fase 1.

As eficiências de remoção de DQO_{total} no sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio variaram de 95% (fase 2) a 98% (fase 1), e não diferiram significamente entre si nos cinco ensaios ($p > 0,05$). O coeficiente de variação (CV) foi de 3%, indicando boa estabilidade do sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio, e com eficiências de remoção elevadas.

Para a DQO dissolvida, os valores médios no afluente variaram de 112 mg L⁻¹ na fase 2 a 321 mg L⁻¹ na fase 1, sendo que o maior valor obtido diferiu estatisticamente dos demais ($p < 0,01$). No efluente, as médias de DQO dissolvida diminuiram para valores de 92 mg L⁻¹, na fase 1, a 186 mg L⁻¹ na fase 2.

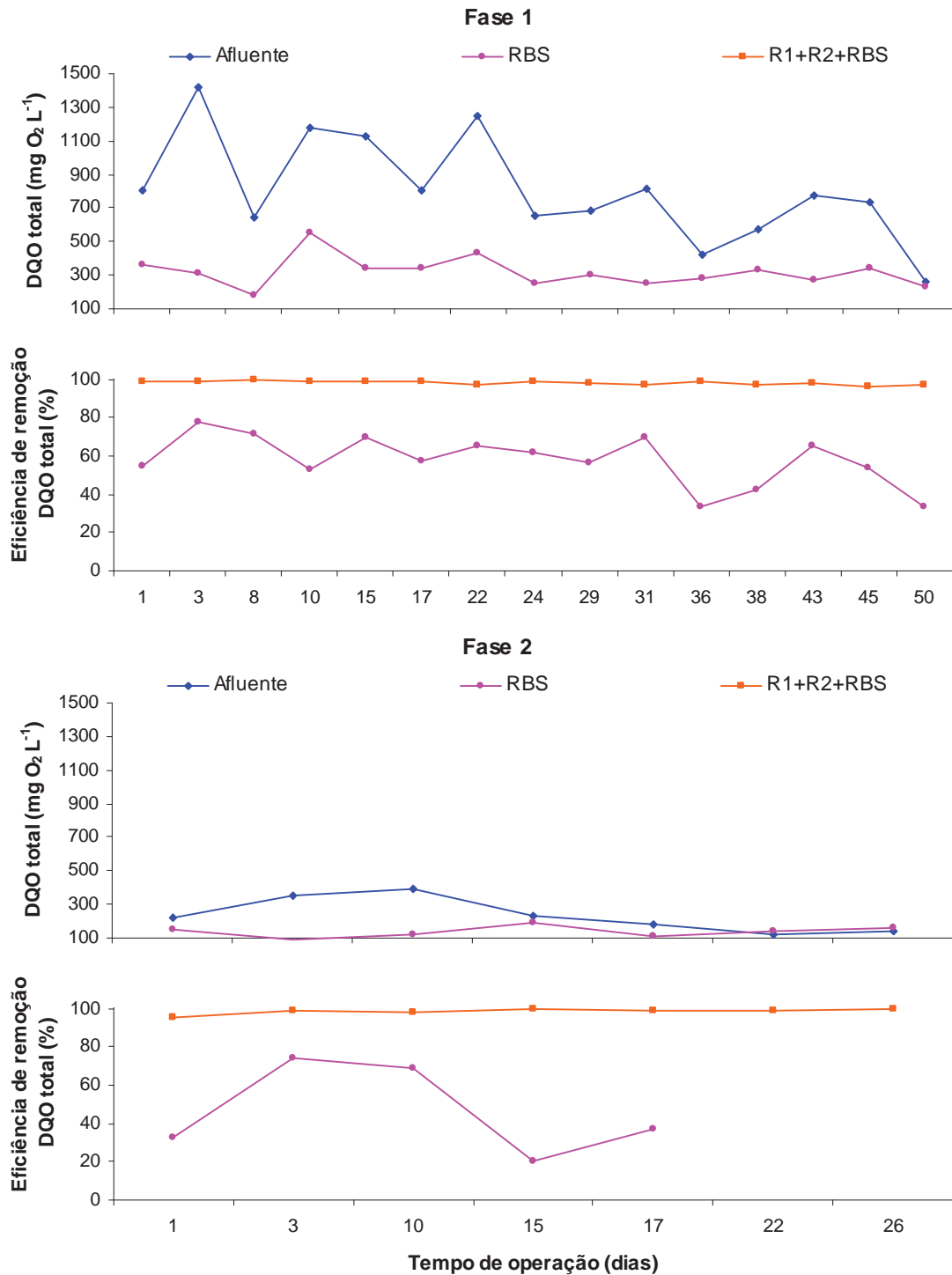


FIGURA 17(a). Valores de DQO_{total} do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO_{total} no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 1 e 2.

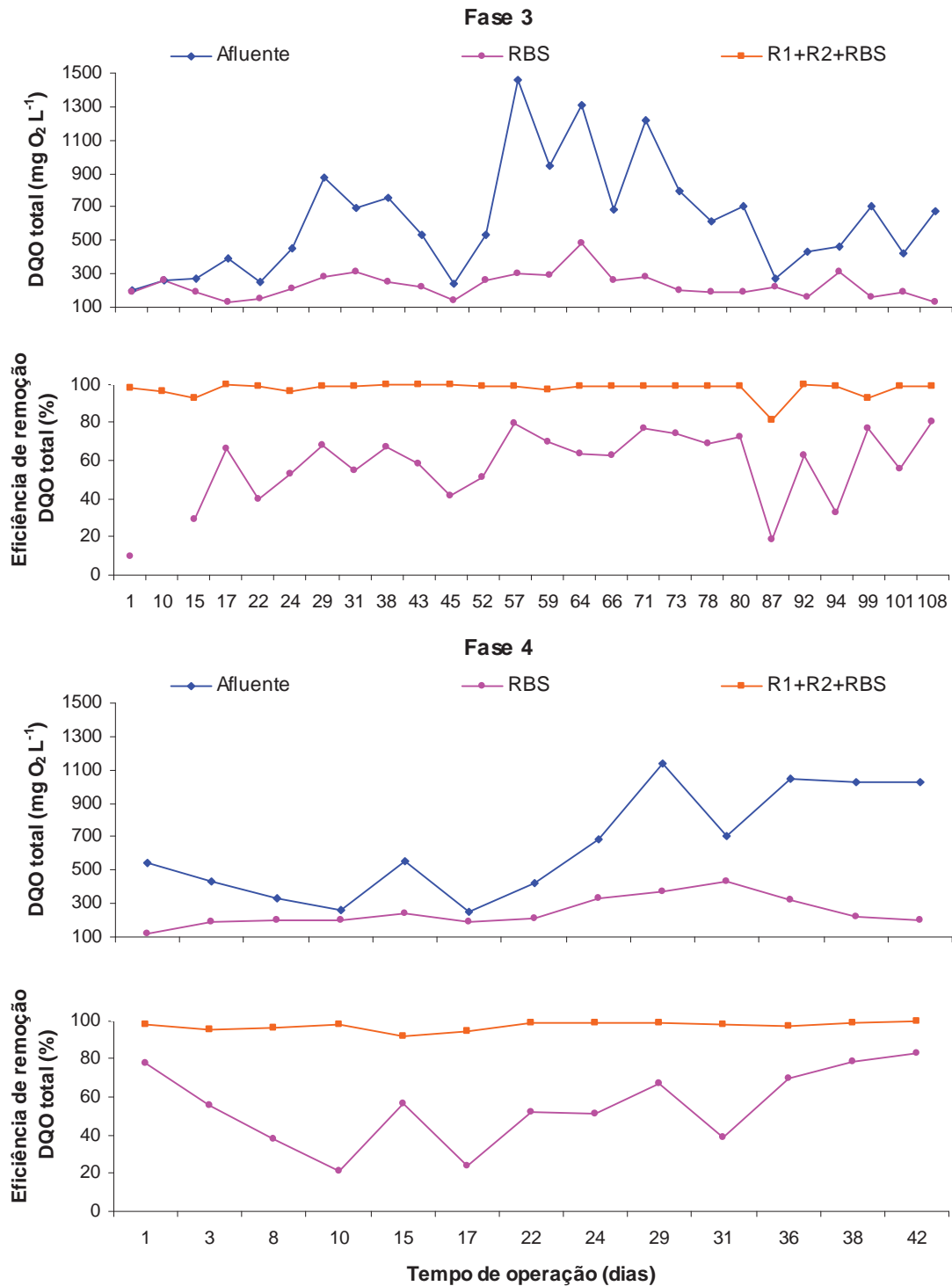


FIGURA 17(b). Valores de DQO_{total} do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO_{total} no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 3 e 4.

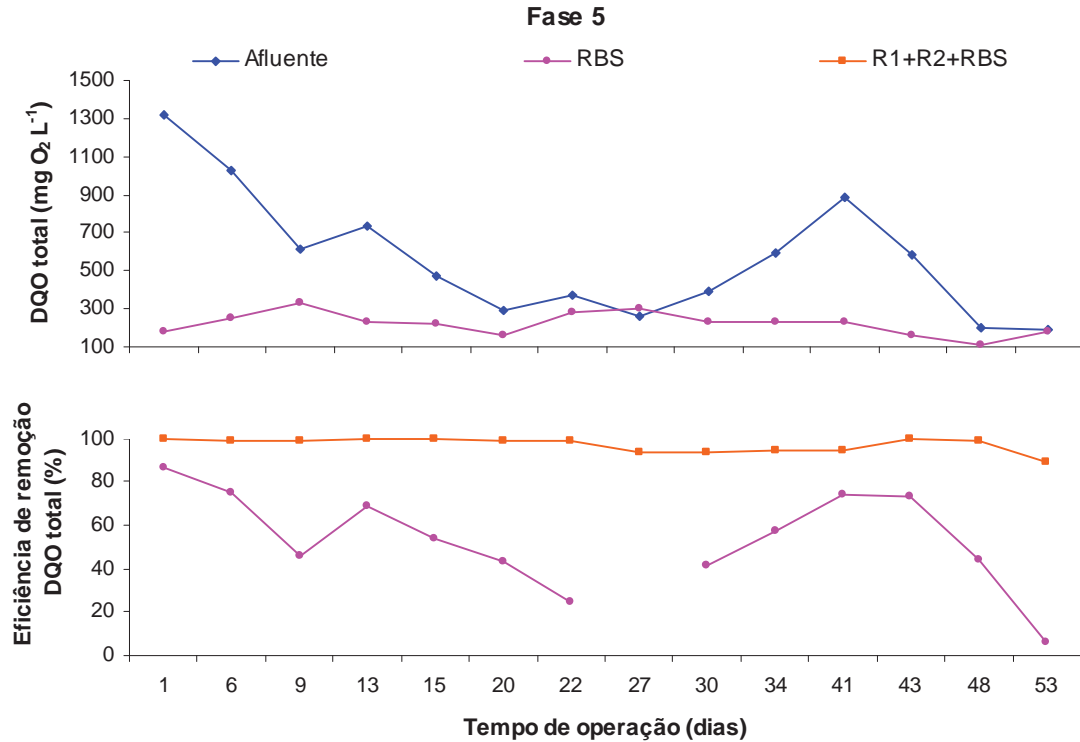


FIGURA 17(c). Valores de DQO_{total} do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO_{total} no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante a fase 5.

As eficiências de remoção de DQO dissolvida no RBS variaram de 28 a 67%. Os menores valores médios de remoção foram observados com o TDH de 180 horas e COV de $0,08 \text{ kg DQO}_{\text{total}} (\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$, nas fases 3 e 5, e não diferiram significativamente entre si ($p < 0,01$). No sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio, as eficiências de remoção de DQO dissolvida variaram de 81 a 92% e as médias das fases 1, 2, 3 e 4, e não diferiram significativamente das demais ($p < 0,05$) e entre si.

O coeficiente de variação foi de 8% indicando estabilidade do sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio, para o tratamento de águas residuárias de suinocultura.

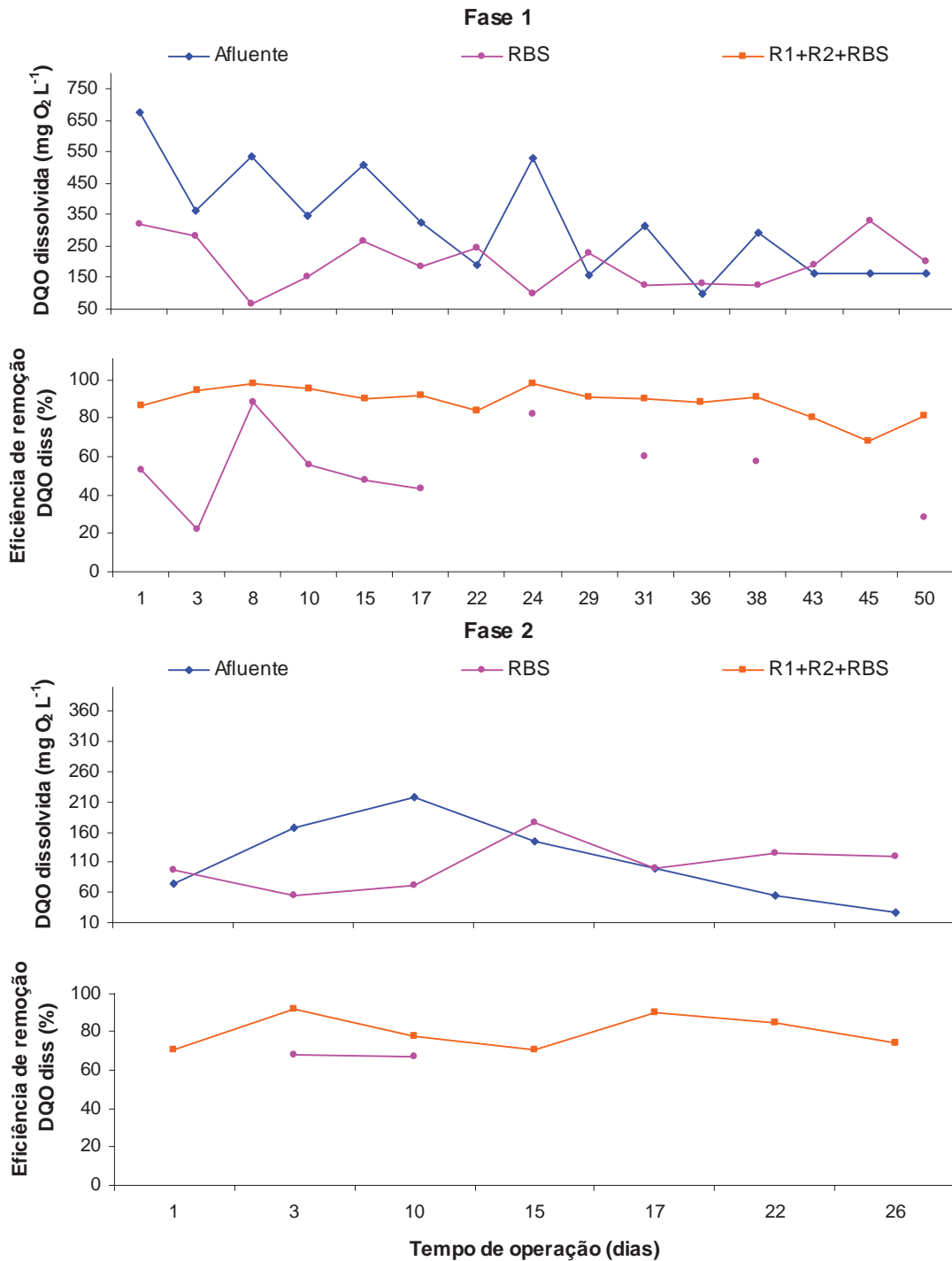


FIGURA 18(a). Valores de DQO dissolvida do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO diss no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 1 e 2.

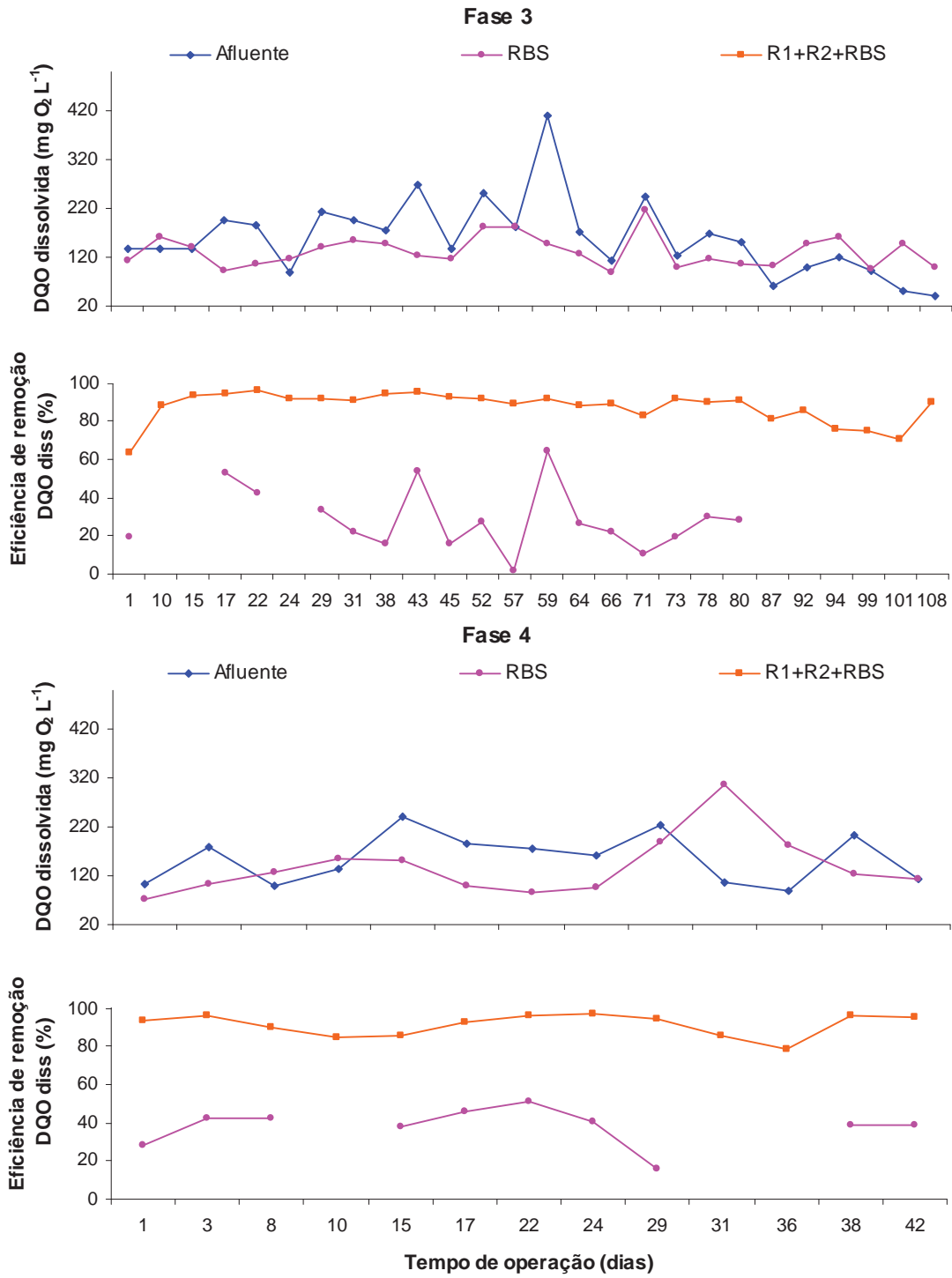


FIGURA 18(b). Valores de DQO dissolvida do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO diss no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 3 e 4.

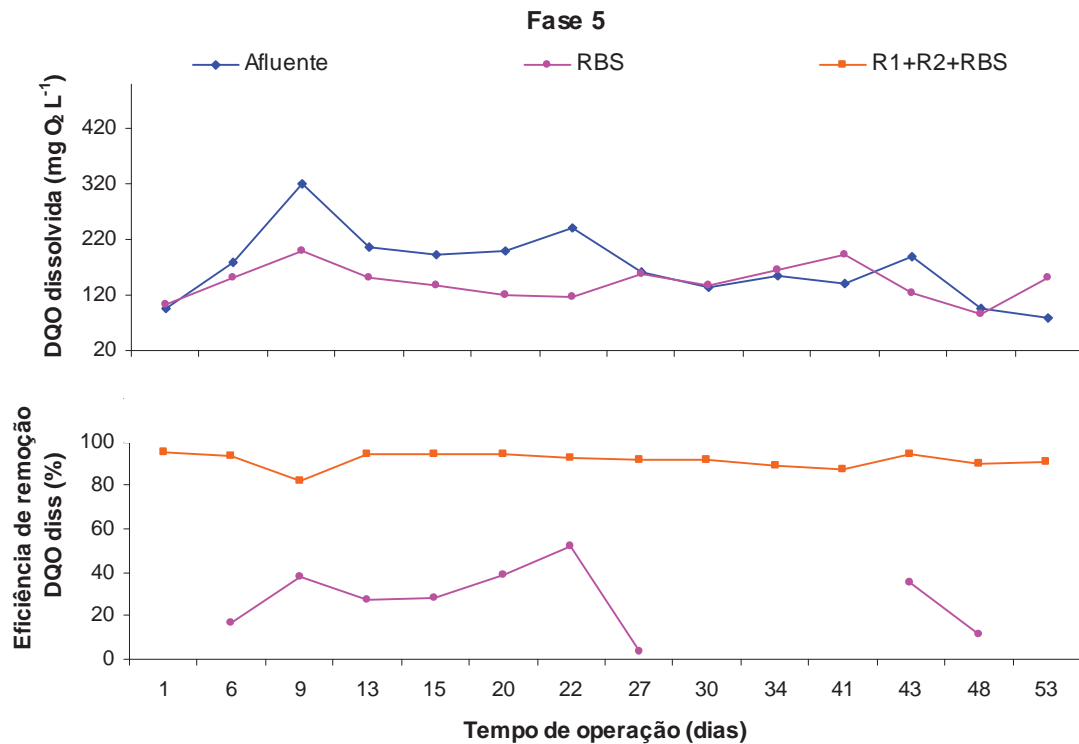


FIGURA 18(c). Valores de DQO dissolvida do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção de DQO diss no RBS e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) durante a fase 5.

Os valores médios de DQOss no afluente do RBS variaram de 122 a 492 mg L⁻¹ e não diferiram significativamente ($p > 0,05$). No efluente observou-se diferença significativa ($p < 0,01$), com as médias variando de 43 mg L⁻¹ (fase 2) a 138 mg L⁻¹ (fase 1).

Os valores médios de eficiência de remoção de DQOss variaram de 72 a 77% nas cinco fases. Possivelmente em razão de processos físicos, o RBS propiciou para a fração particulada da demanda química de oxigênio (DQOss), maiores eficiências de remoção, em relação às outras frações. No sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio, os valores de eficiência de remoção de DQOss permaneceram estáveis nas cinco fases, com médias variando de 97 a 99%, e CV de 4%.

4.1.3. Sólidos suspensos totais e voláteis

4.1.3.1 Reatores UASB (R1 e R2)

Na Tabela 28 estão apresentados os valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) do afluente e efluentes e respectivos valores médios de eficiência de remoção nos reatores UASB (R1 e R2), e no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) do conjunto I, obtidos nos ensaios 1, 2 e 3.

Nas Figuras 19 e 20, estão apresentados respectivamente, os valores em cada amostragem da concentração de SST e SSV no afluente e efluentes e eficiências de remoção para cada atributo, nos reatores R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio R1+R2 do conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente.

Os valores médios de SST e SSV no afluente do conjunto I foram respectivamente de 11818, 13159 e 11693 mg L⁻¹, e de 3433, 7404 e 5228 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente.

As concentrações de SSV no afluente corresponderam a 29, 56 e 45% da concentração de SST, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente.

No efluente do R1, os valores médios de SST foram 828, 429 e 470 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, não diferindo significativamente ($p > 0,05$). Durante o primeiro ensaio, ocorreram arrastes de lodo do R1, os quais foram absorvidos e minimizados pelo R2. Os arrastes de lodo podem ter ocorrido em virtude das maiores amplitudes térmicas diárias observadas nesse período.

Os valores médios de SSV foram 298, 221 e 311 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, não diferindo significativamente ($p > 0,05$). A concentração de SSV correspondeu a 36, 52 e 66% do teor de SST no efluente do R1.

As eficiências médias de remoção de SST e SSV no R1 foram de 96, 94 e 92% e de 95, 94 e 88%, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Para os SSF, as médias de remoção variaram de 94 a 96% nos três ensaios. As médias de eficiências de remoção não diferiram significativamente entre ensaios ($p > 0,05$), para SST, SSV e SSF no R1.

TABELA 28. Valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) no afluente e efluente, respectivos coeficientes de variação (CV) e eficiência de remoção (E%), obtidas nos reatores UASB (R1, R2 e R1+R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.

Atributos		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	F	CV		
TDH (h)	R1	72	54	42	-	-		
	R2	28	21	16	-	-		
COV (kg DQO _{total} m ⁻³ d ⁻¹)	R1	6,9	9,4	12,6	2,47ns	82		
	R2	0,7	0,9	1,2	3,27*	65		
SST (mg L ⁻¹)	Afluente	11818	13159	11693	0,18ns	81		
	R1	828	429	470	1,37ns	152		
	R2	353	179	317	1,29ns	155		
	R1	96	94	92	2,02ns	6		
	R2	36	b	63	a	61	a	6,33**
E (%)	R1+R2	97	97	95	3,05ns	3		
SSV (mg L ⁻¹)	Afluente	3433	7404	5228	3,01ns	90		
	R1	298	221	311	0,34ns	166		
	R2	141	121	155	0,35ns	109		
	R1	95	94	88	2,80ns	12		
	R2	56	52	59	0,29ns	49		
E (%)	R1+R2	94	97	92	2,01ns	7		
SSF (mg L ⁻¹)	Afluente	8312	5755	6743	2,09ns	100		
	R1	572	221	180	2,11ns	220		
	R2	323	88	183	1,67ns	220		
	R1	96	94	94	0,52ns	8		
	R2	61	65	54	0,72ns	43		
E (%)	R1+R2	97	97	94	0,89ns	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).

Mesmo não havendo diferenças significativas, observa-se que houve uma sensível tendência de diminuição dos valores médios de eficiência de remoção de SST e SSV no R1, com a redução do TDH e conseqüente aumento da COV.

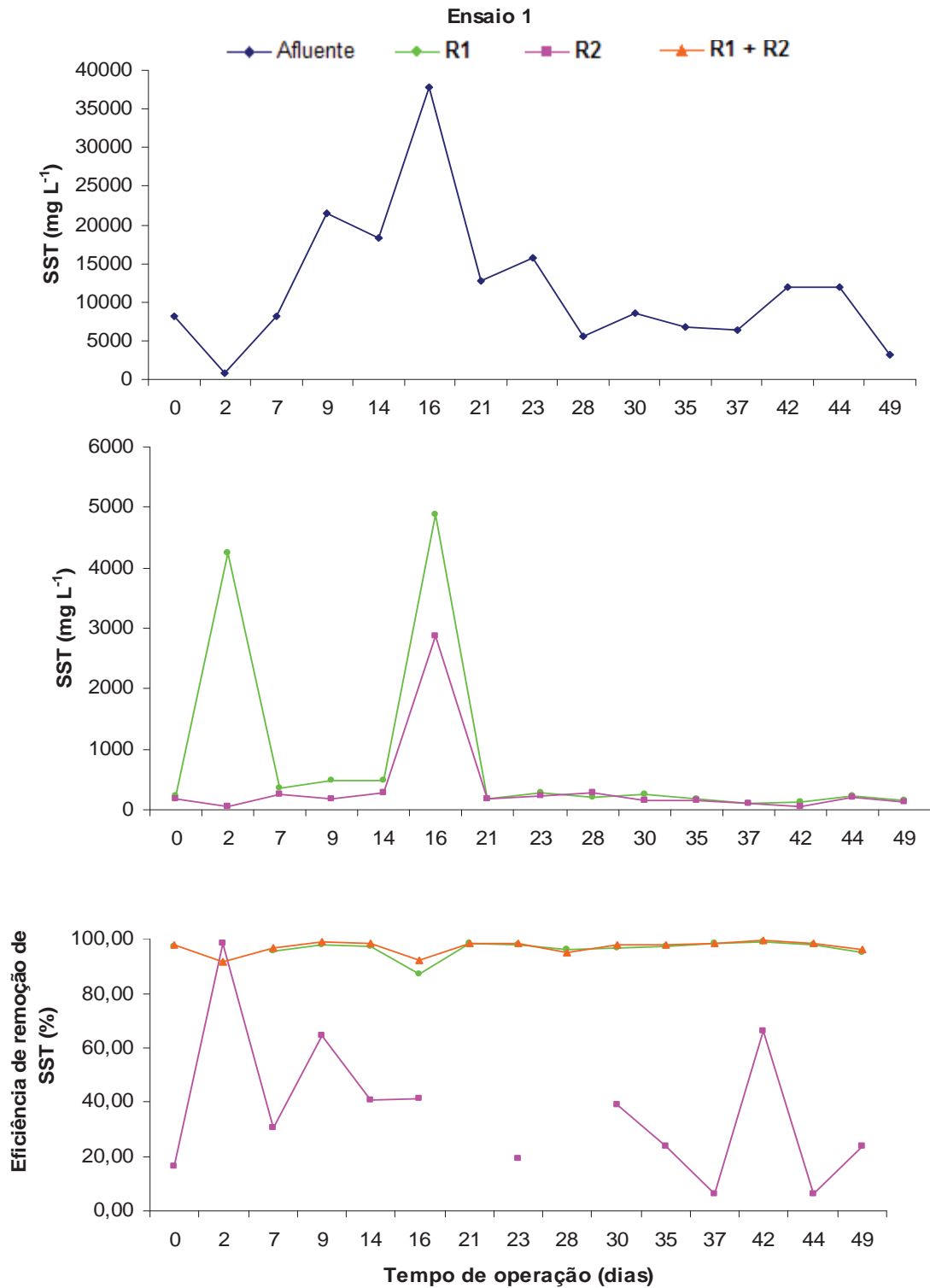


FIGURA 19(a). Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 1.

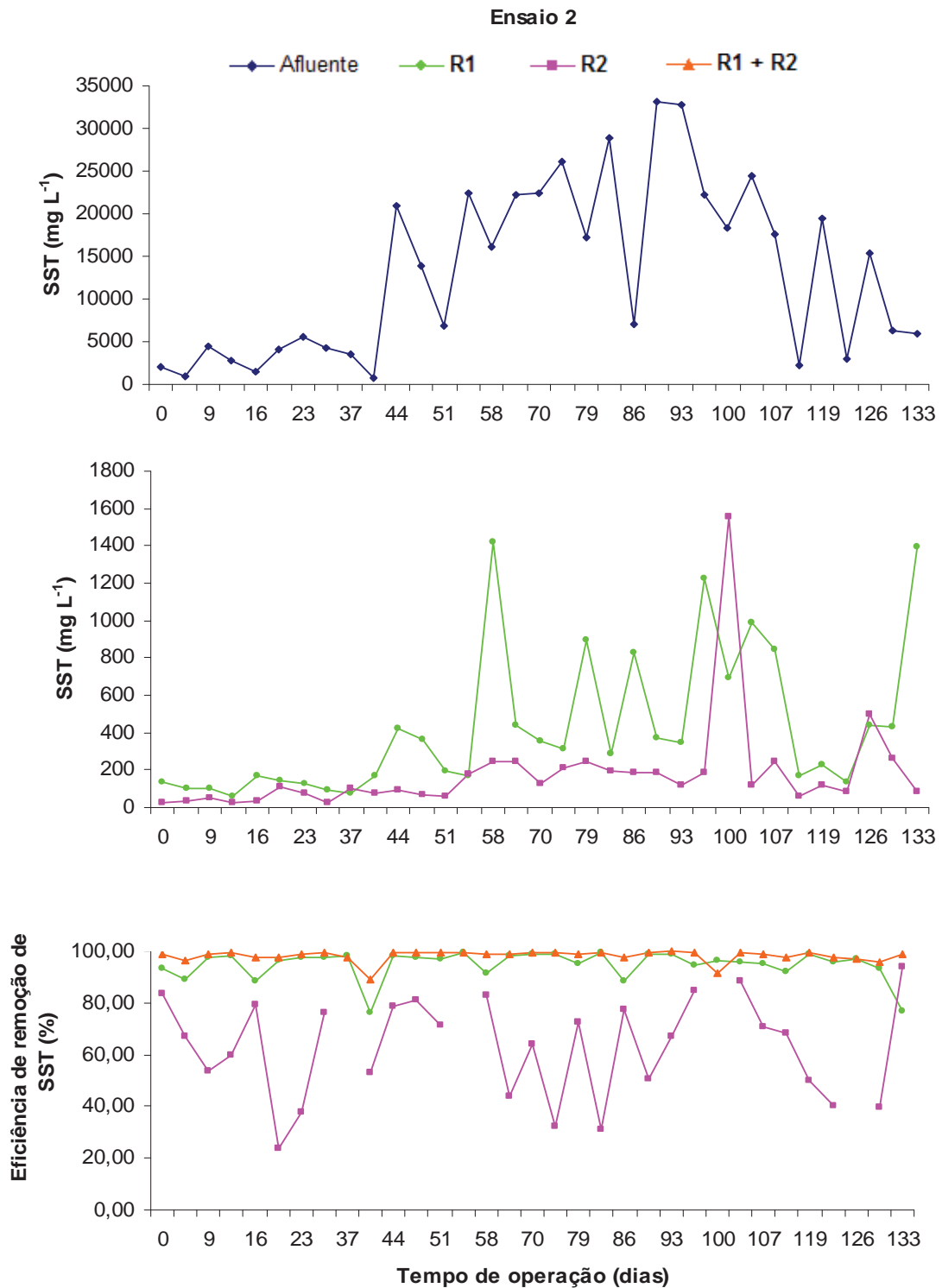


FIGURA 19(b). Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 2.

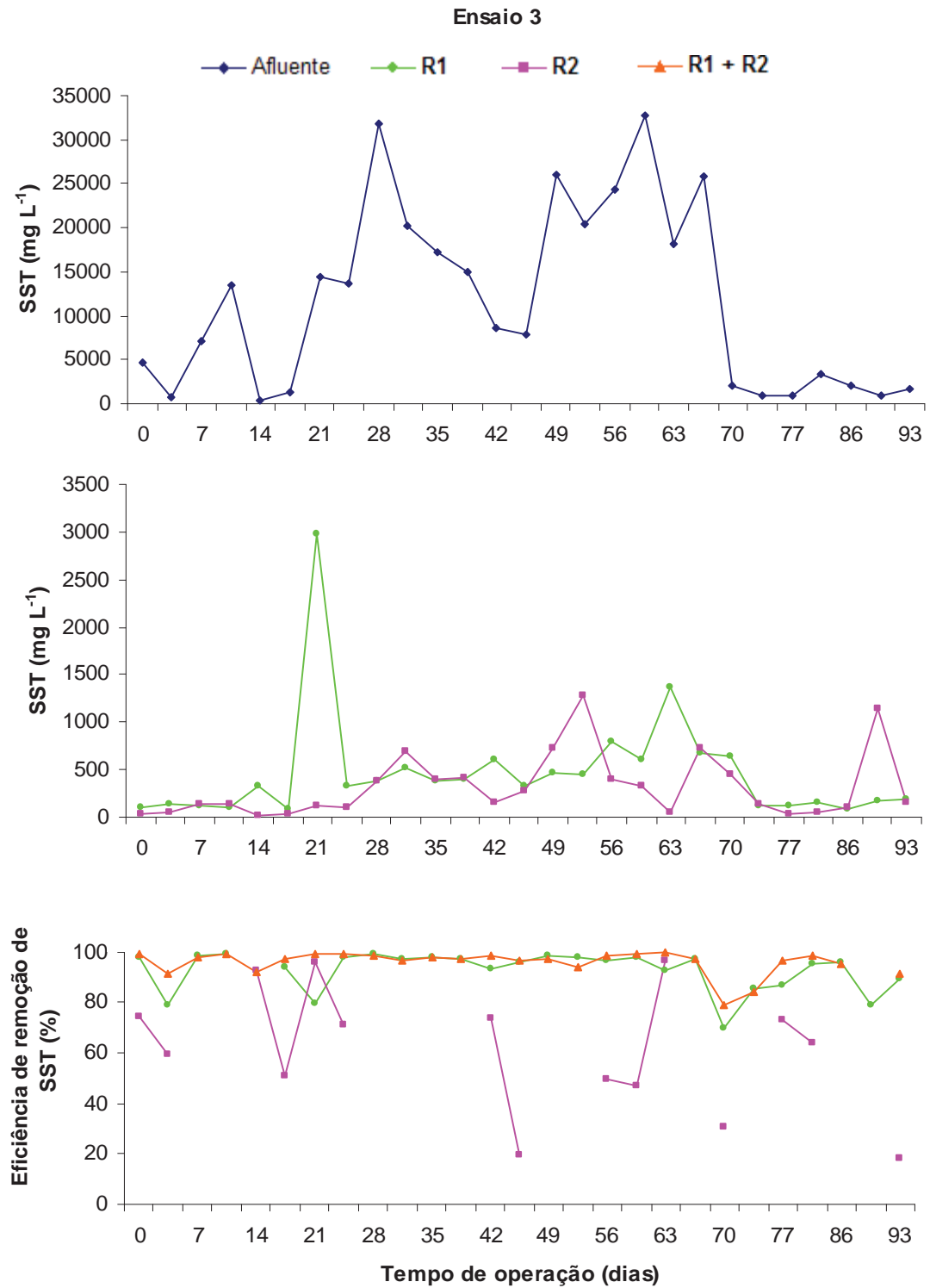


FIGURA 19(c). Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 3.

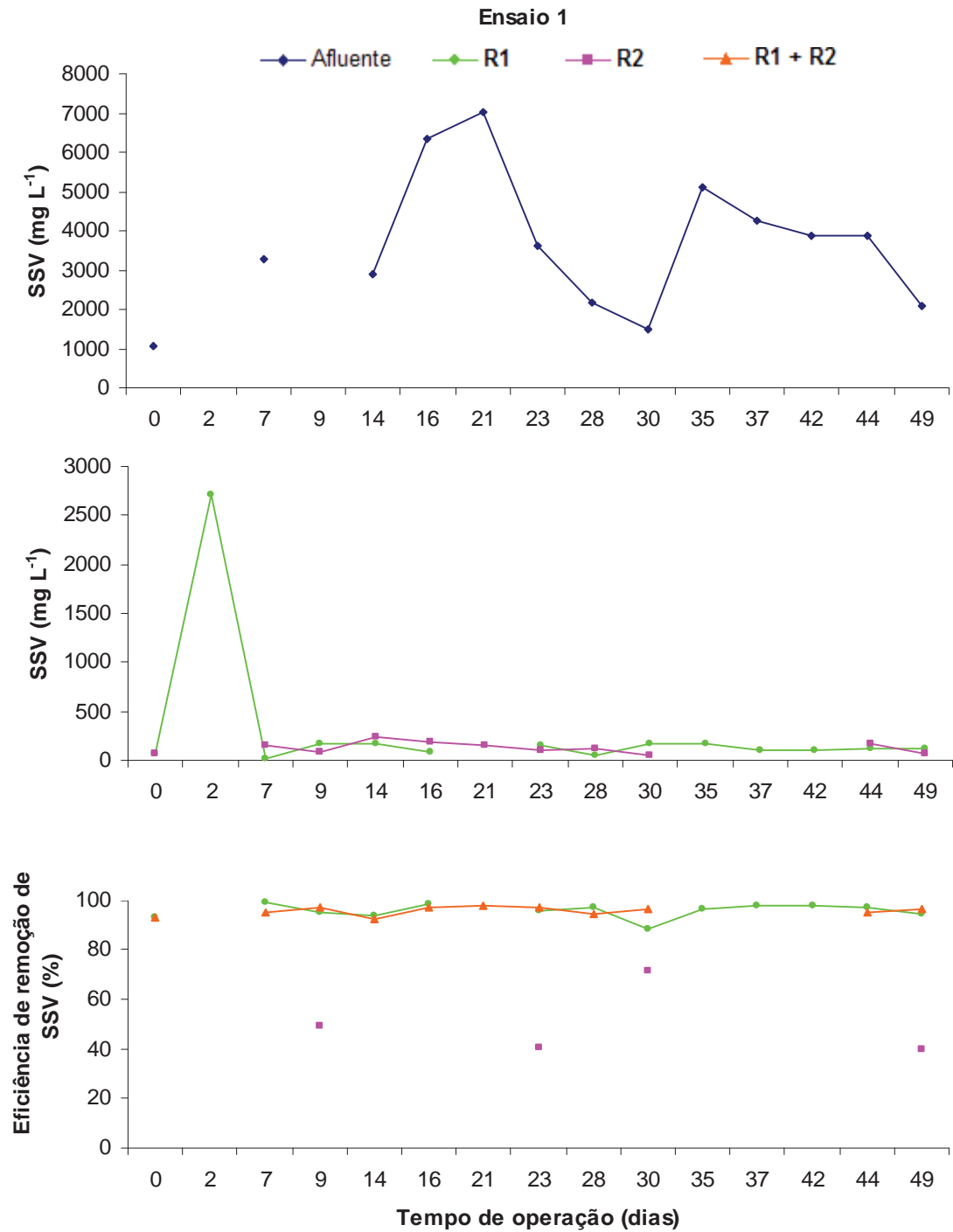


FIGURA 20(a). Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 1.

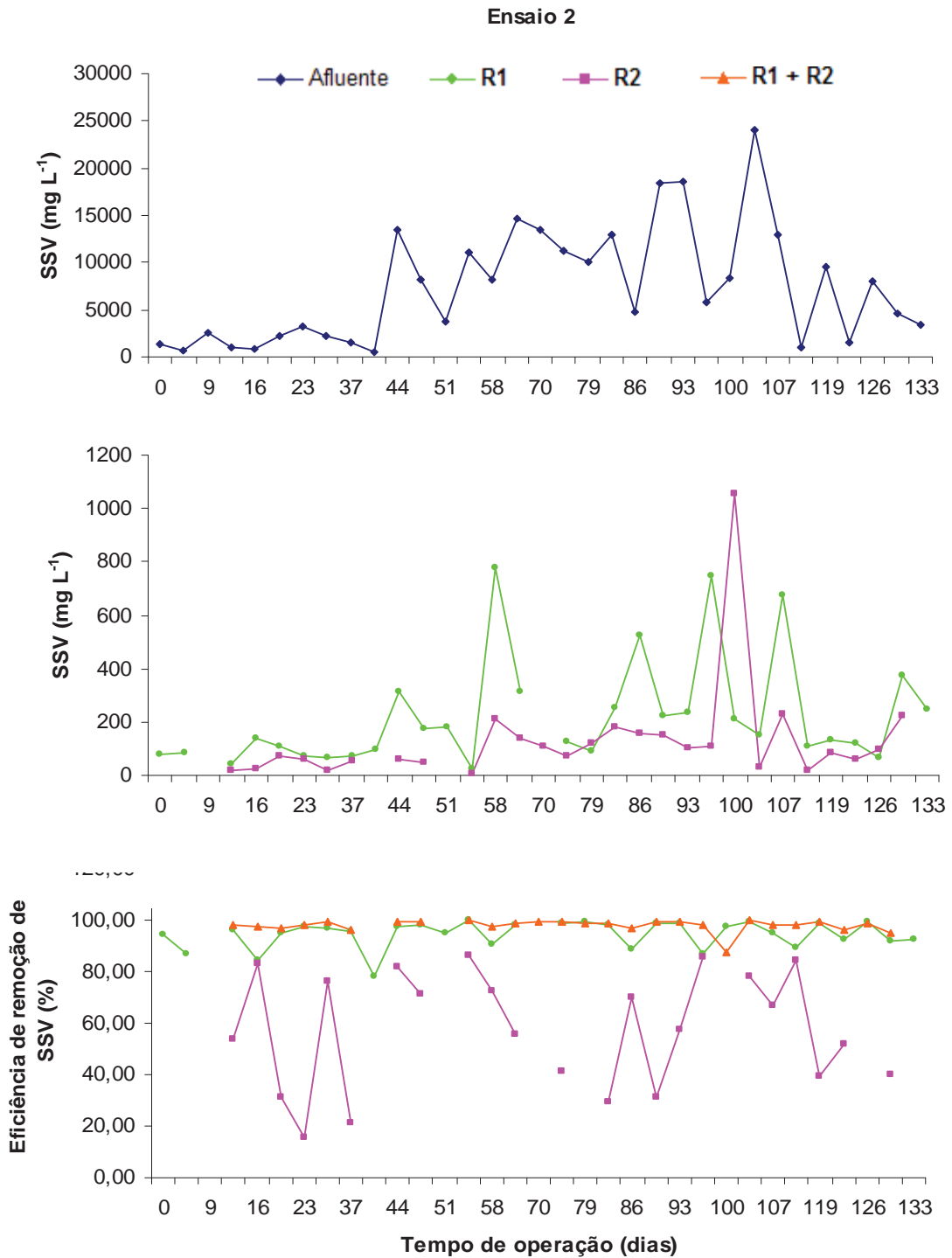


FIGURA 20(b). Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 2.

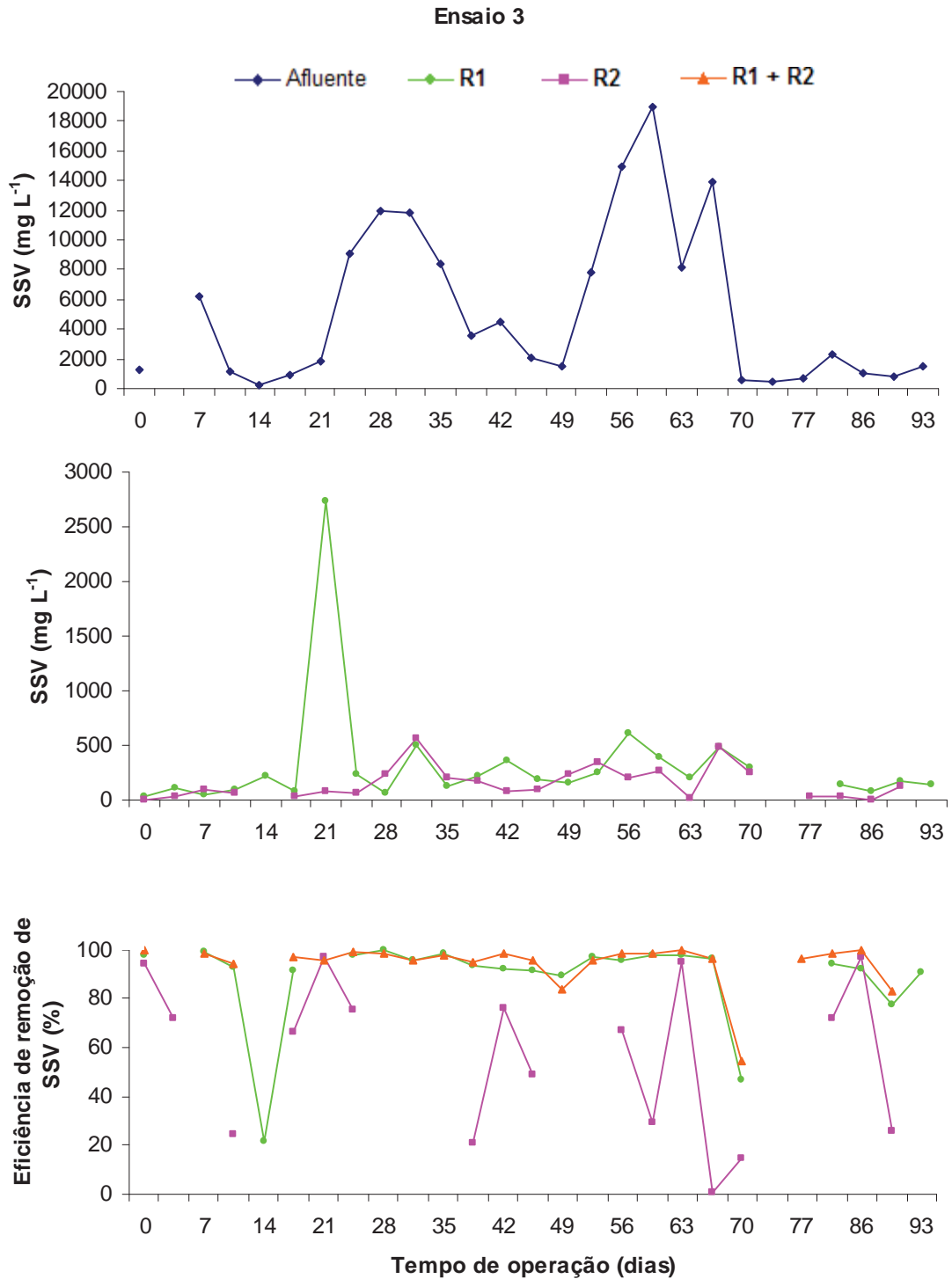


FIGURA 20(c). Concentrações de SSV no afluyente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto I, durante o ensaio 3.

No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), as eficiências de remoção variaram de 95 a 97%, de 92 a 97% e de 94 a 95% para os SST, SSV e SSF, respectivamente. Os valores médios de eficiência de remoção numericamente menores, foram observados com o TDH de 58 horas e COV de 12,6 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹.

Os baixos valores de CV observados para eficiências de remoção de SST, SSV e SSF (3, 7 e 9%, respectivamente) no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), demonstram que o reator de segundo estágio propiciou estabilidade ao sistema, com elevadas eficiências de remoção.

Na Tabela 29 estão apresentados os valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) do afluente e efluentes e respectivos valores médios de eficiência de remoção nos reatores UASB (R1 e R2), e no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) do conjunto II, obtidos nos ensaios 1, 2 e 3.

Nas Figuras 21 e 22, estão apresentados respectivamente, os valores em cada amostragem da concentração de SST e SSV no afluente e efluentes e eficiências de remoção para cada atributo, nos reatores R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio R1+R2 do conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente.

Os valores médios de SST e SSV no afluente do conjunto II foram respectivamente, de 9134, 10706 e 9656 mg L⁻¹, e de 4855, 6048 e 5044 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3. As concentrações de SSV no efluente corresponderam a 53, 56 e 52% dos teores de SST.

No efluente do R1, os valores médios de SST foram de 554, 455 e 325 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente. As concentrações de SSV e SSF variaram de 158 a 284 mg L⁻¹ e de 174 a 315 mg L⁻¹, respectivamente, nos três ensaios.

As eficiências médias de remoção de SST, SSV e SSF no R1 variaram de 91 a 94%, de 90 a 94% e de 85 a 95% respectivamente. Esses valores indicam que a maior parte dos sólidos foi removida provavelmente por meio de processos físicos, e retenção na manta de lodo já durante a passagem das águas residuárias pelo primeiro reator.

TABELA 29. Valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) no afluente e efluente, respectivos coeficientes de variação (CV) e eficiência de remoção (E%), obtidas nos reatores UASB (R1, R2 e R1+R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.

Atributos	Reatores	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	F	CV	
TDH (h)	R1	72	54	42	-	-	
	R2	15	11	9	-	-	
COV (kg DQO _{total} (m ³ d) ⁻¹)	R1	7,5	8,0	9,8	0,75ns	79	
	R2	1,6 ab	1,6 b	2,4 a	3,87*	63	
SST (mg L ⁻¹)	Afluente	9134	10706	9656	0,24ns	79	
	R1	554	455	325	1,21ns	110	
	R2	653 a	243 b	278 b	7,49**	104	
	E (%)	R1	91	94	92	0,75ns	7
		R2	35	44	40	0,37ns	64
		R1+R2	91	96	92	1,76ns	9
SSV (mg L ⁻¹)	Afluente	4855	6048	5044	0,46ns	88	
	R1	284	261	158	2,04ns	98	
	R2	358 a	145 b	168 ab	3,44*	125	
	E (%)	R1	90	92	94	1,016ns	8
		R2	48	50	33	2,67ns	52
		R1+R2	90	94	90	0,83ns	13
SSF (mg L ⁻¹)	Afluente	4279	4657	4612	0,05ns	86	
	R1	315	193	174	1,16ns	136	
	R2	316 a	111 b	143 b	6,99**	102	
	E (%)	R1	91 ab	95 a	85 b	3,10ns	17
		R2	58	55	58	0,06ns	48
		R1+R2	91 b	97 a	94 ab	3,70*	7

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).

Os valores médios da concentração de SST, SSV e SSF no efluente do R2 variaram de 243 a 653 mg L⁻¹, de 145 a 358 mg L⁻¹ e de 111 a 316 mg L⁻¹, respectivamente.

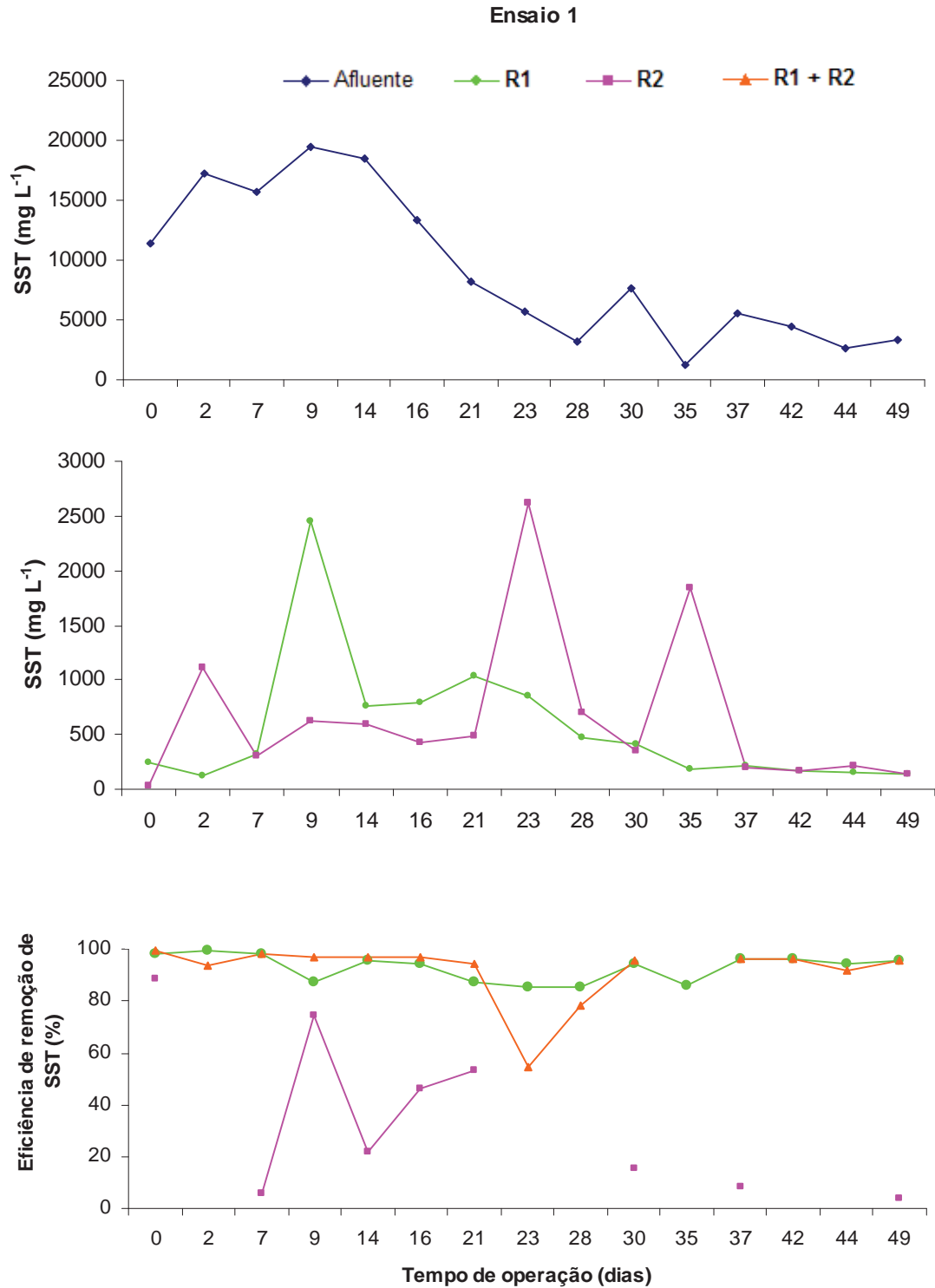


FIGURA 21(a). Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 1.

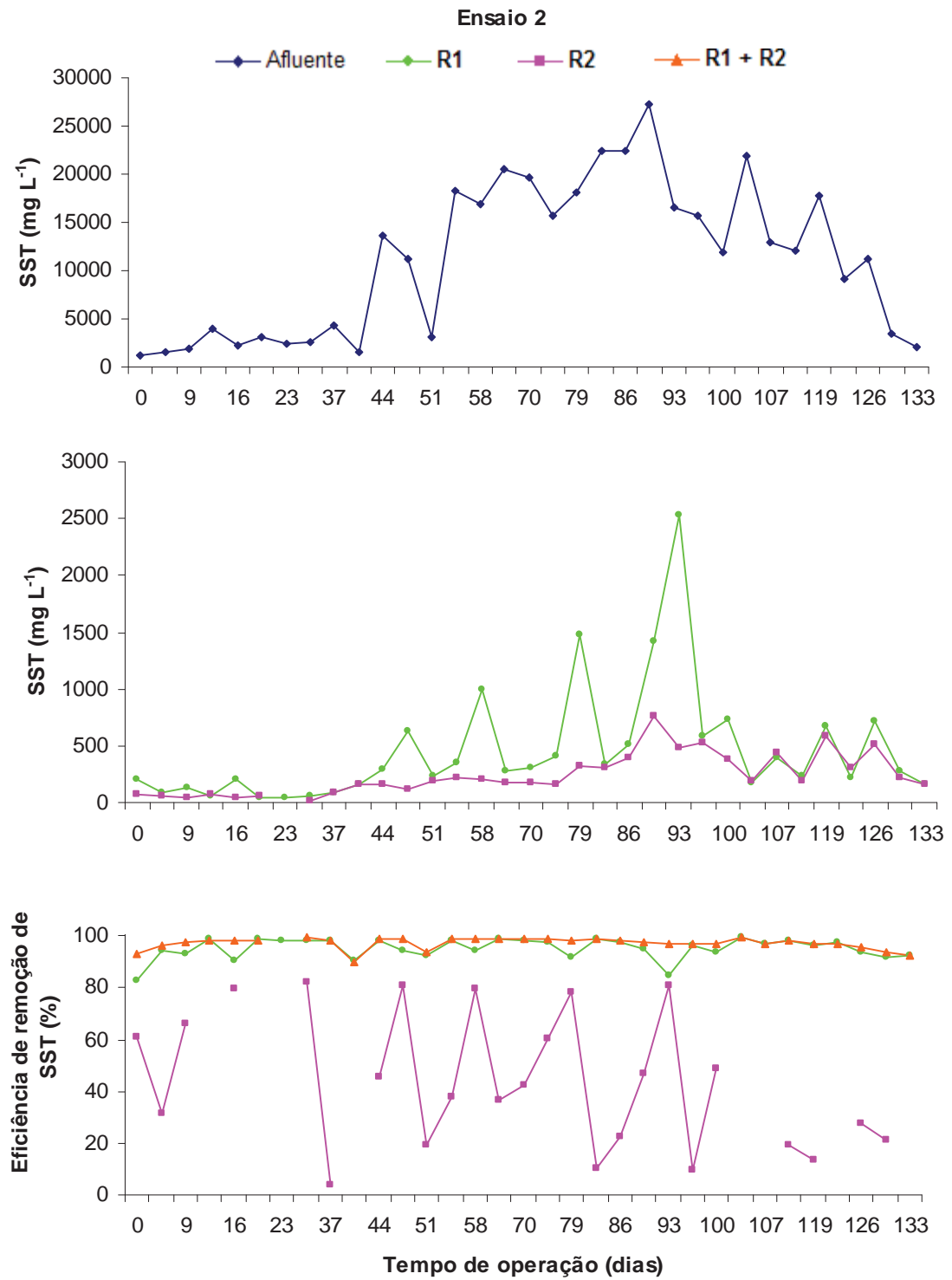


FIGURA 21(b). Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 2.

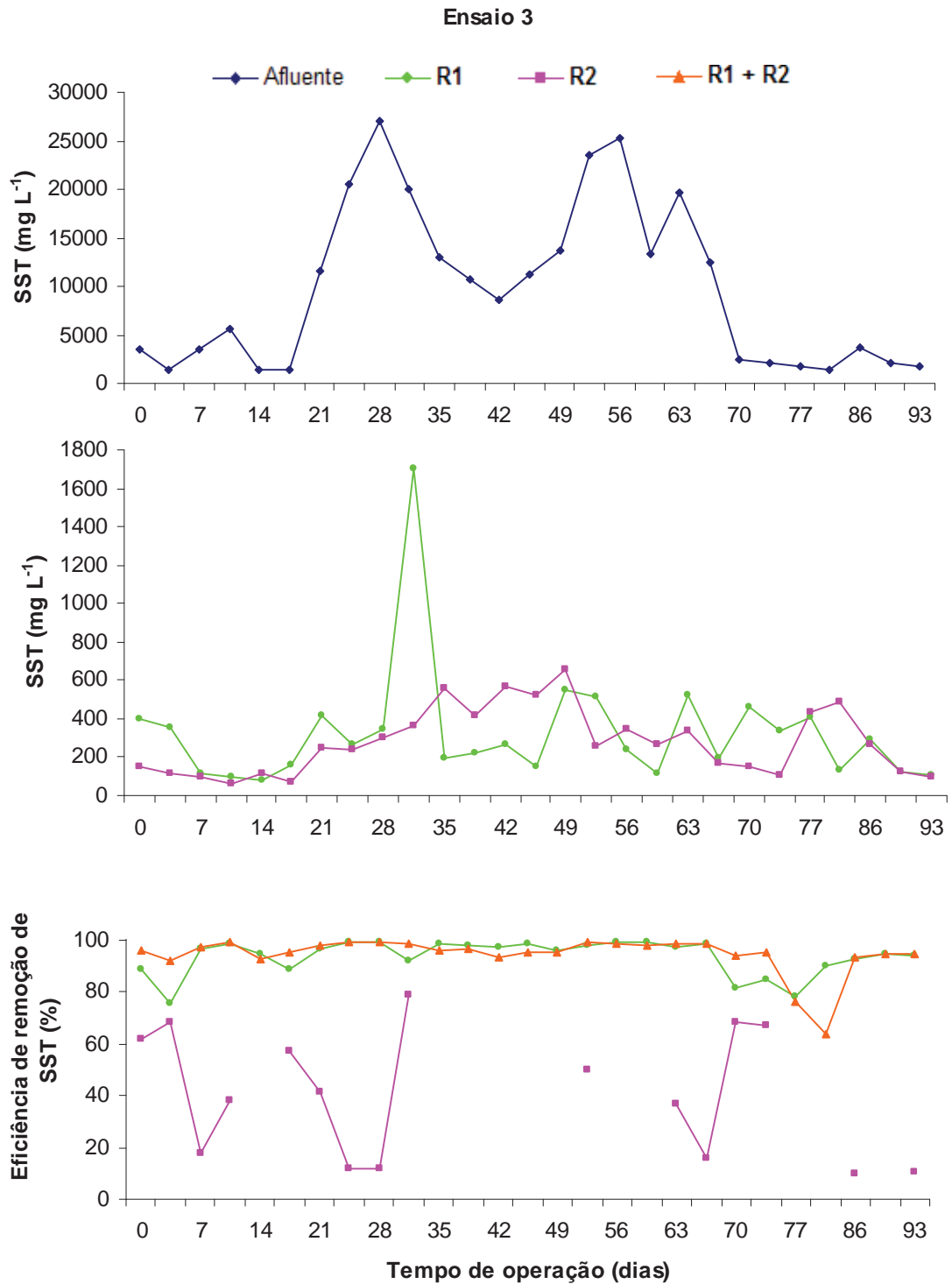


FIGURA 21(c). Concentrações de SST no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SST no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 3.

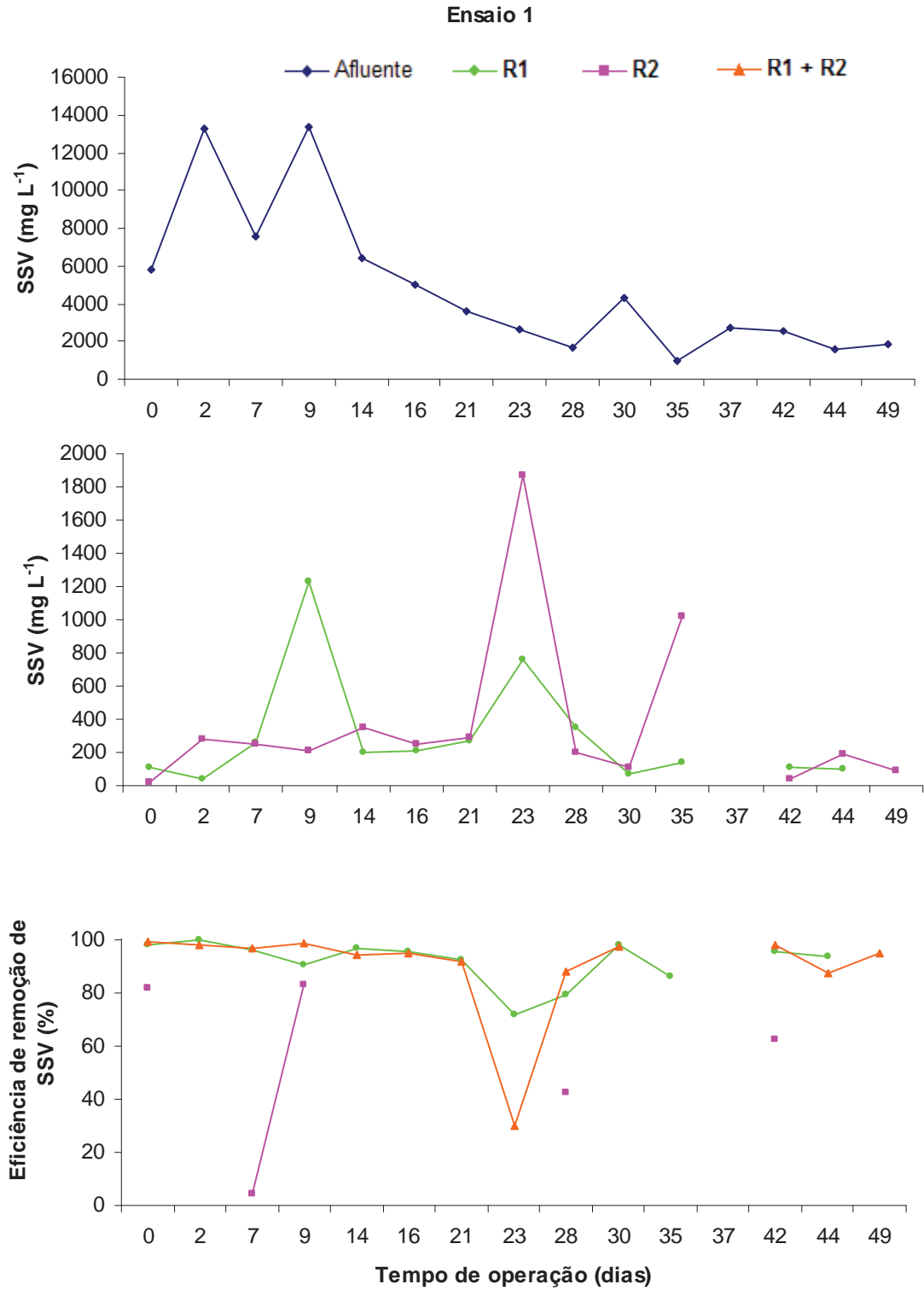


FIGURA 22(a). Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 1.

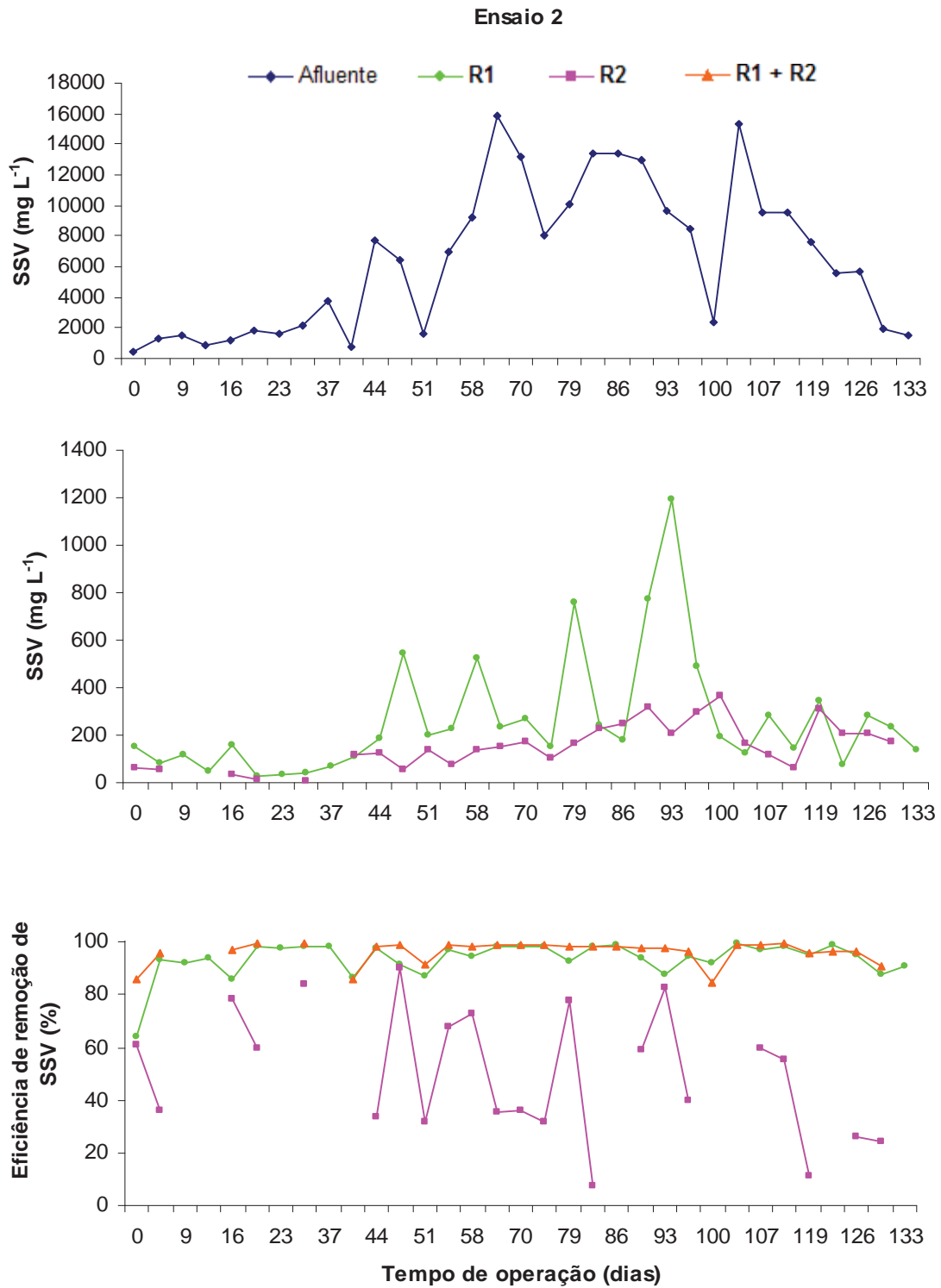


FIGURA 22(b). Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 2.

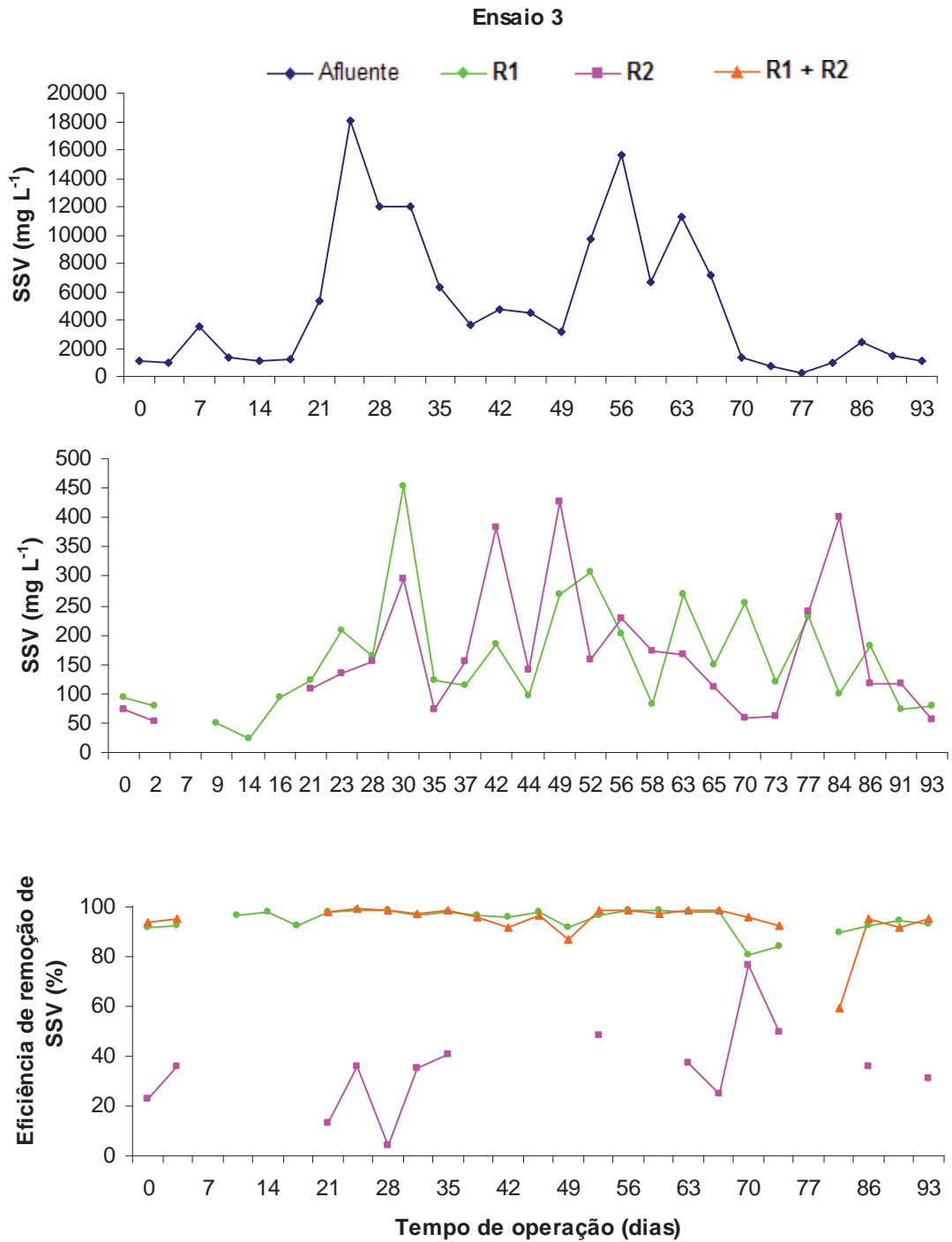


FIGURA 22(c). Concentrações de SSV no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1 e R2) e eficiências de remoção de SSV no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) do conjunto II, durante o ensaio 3.

Mesmo com o TDH mais elevado no ensaio 1, e aplicação da menor COV no sistema de tratamento anaeróbio, observou-se arraste de lodo do R2 e aumento dos teores de SST, SSV e SSF no efluente, prejudicando a qualidade do mesmo. Isto ocorreu possivelmente como consequência das maiores amplitudes térmicas diárias associadas às menores temperaturas observadas no período, que atuaram negativamente na atividade microbiana dentro do reator.

4.1.3.2. RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS)

Na Tabela 30 estão apresentados os valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) do afluente e efluente do RBS, e valores médios de eficiência de remoção no reator aeróbio RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS), obtidos nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.

Nas Figuras 23 e 24 (de a até c), estão apresentados respectivamente, os valores em cada amostragem das concentrações de SST e SSV, no afluente e efluentes do RBS, e eficiências de remoção para cada atributo, no reator aeróbio (RBS) e sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS), nas fases 1 e 2, 3 e 4, e fase 5.

Os valores médios das concentrações de SST e SSV no afluente do RBS foram de 653, 57, 286, 254 e 301 mg L⁻¹ e de 358, 50, 170, 228 e 175 mg L⁻¹ respectivamente, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, diferindo significativamente ($p < 0,01$).

A relação SSV/SST no afluente do RBS foi de 0,55, 0,88, 0,59, 0,90, e 0,58, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. Esses valores estão próximos à faixa de 0,75 a 0,77 apresentada na literatura para obtenção das maiores eficiências de remoção da fração orgânica (VON SPERLING, 2008).

No efluente do RBS os valores médios de SST e SSV foram de 130, 29, 85, 87 e 97 mg L⁻¹ e de 58, 24, 59, 54 e 57 mg L⁻¹ respectivamente, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

TABELA 30. Valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) no afluente e efluente, respectivos coeficientes de variação (CV) e eficiência de remoção (E%), obtidos durante a operação do reator em bateladas seqüenciais aeróbio (RBS), e sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio (R1+R2+RBS), do conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.

Atributos	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	F	CV		
								TDH (h)	240
	COV*	0,08 a	0,02 b	0,08 a	0,06 ab	0,08 a	3,74**	52	
SST (mg L ⁻¹)	Afl. RBS	653 a	57 b	286 b	254 b	301 ab	4,29**	104	
	Efl. RBS	130 a	29 b	85 ab	87 ab	97 ab	4,03**	68	
	E (%)	RBS	74	48	64	65	66	1,44ns	32
	R1+R2+RBS	98	98	99	98	98	1,93ns	2	
SSV (mg L ⁻¹)	Afl. RBS	358	50	170	228	175	2,06ns	126	
	Efl. RBS	58 ab	24 b	59 a	54 ab	57 ab	2,18ns	60	
	E (%)	RBS	74	63	62	60	64	0,87ns	32
	R1+R2+RBS	98	98	99	98	97	1,34ns	2	
SSF (mg L ⁻¹)	Afl. RBS	316 a	17 b	127 b	171 ab	126 b	3,93**	102	
	Efl. RBS	71	11	33	43	52	1,86ns	139	
	E (%)	RBS	77	39	72	81	62	1,79ns	33
	R1+R2+RBS	98	98	99	96	97	0,80ns	5	

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).

*COV: kg DQOtotal (m³ d)⁻¹.

As eficiências de remoção de SST no RBS foram de 74, 48, 64, 65 e 66%, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. Para COV de 0,08 e 0,06 kg DQOtotal (m³ d)⁻¹ no RBS foram obtidos os valores médios mais elevados de eficiência de remoção de SST, os quais não diferiram estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

As eficiências de remoção de SSV no RBS foram próximas e variaram de 60 a 74% nas cinco fases, não diferindo estatisticamente entre si (p>0,05).

As eficiências de remoção de SSF no RBS variaram de 39 a 81% e não diferiram entre si (p>0,05).

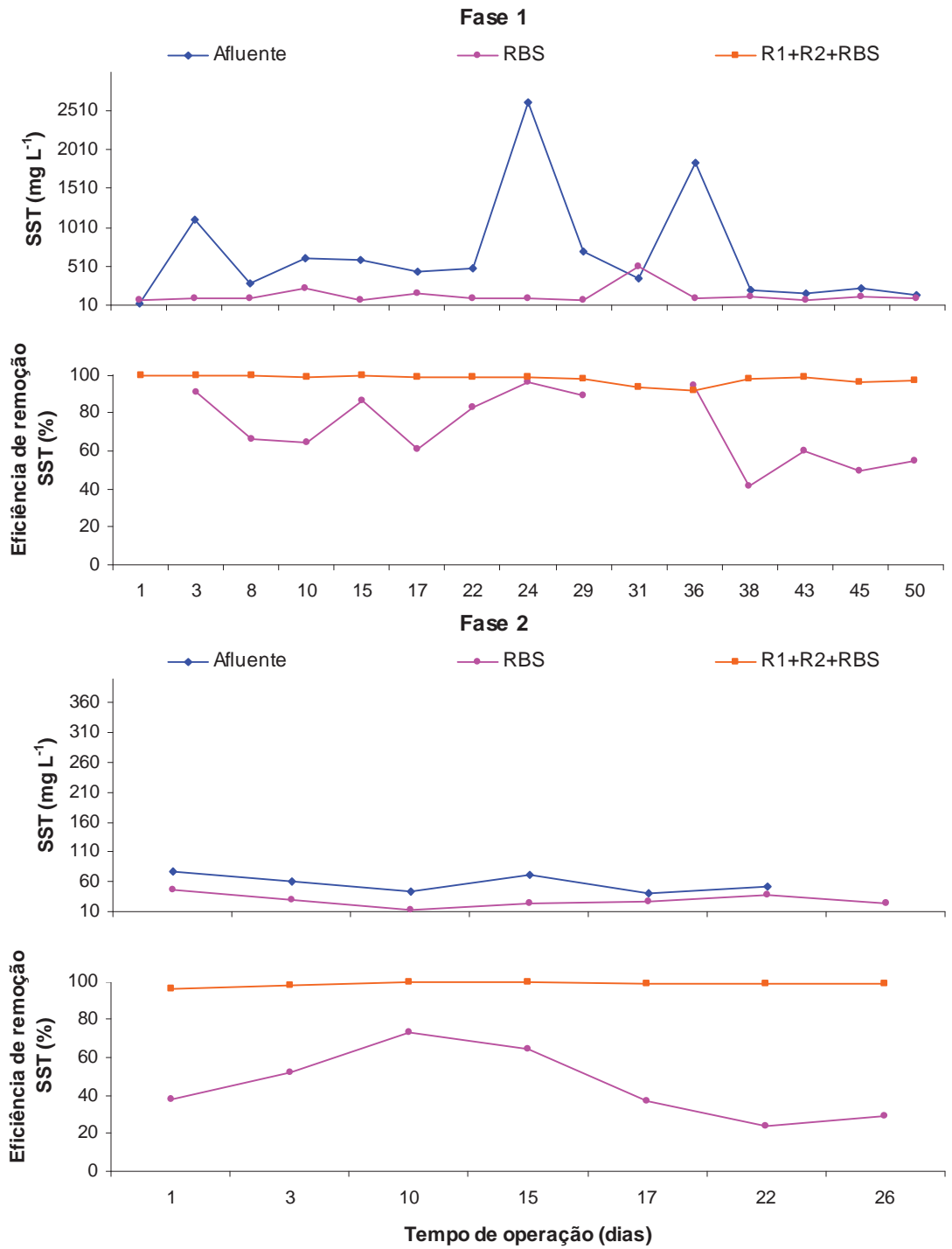


FIGURA 23(a). Variação das concentrações de SST do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 1 e 2.

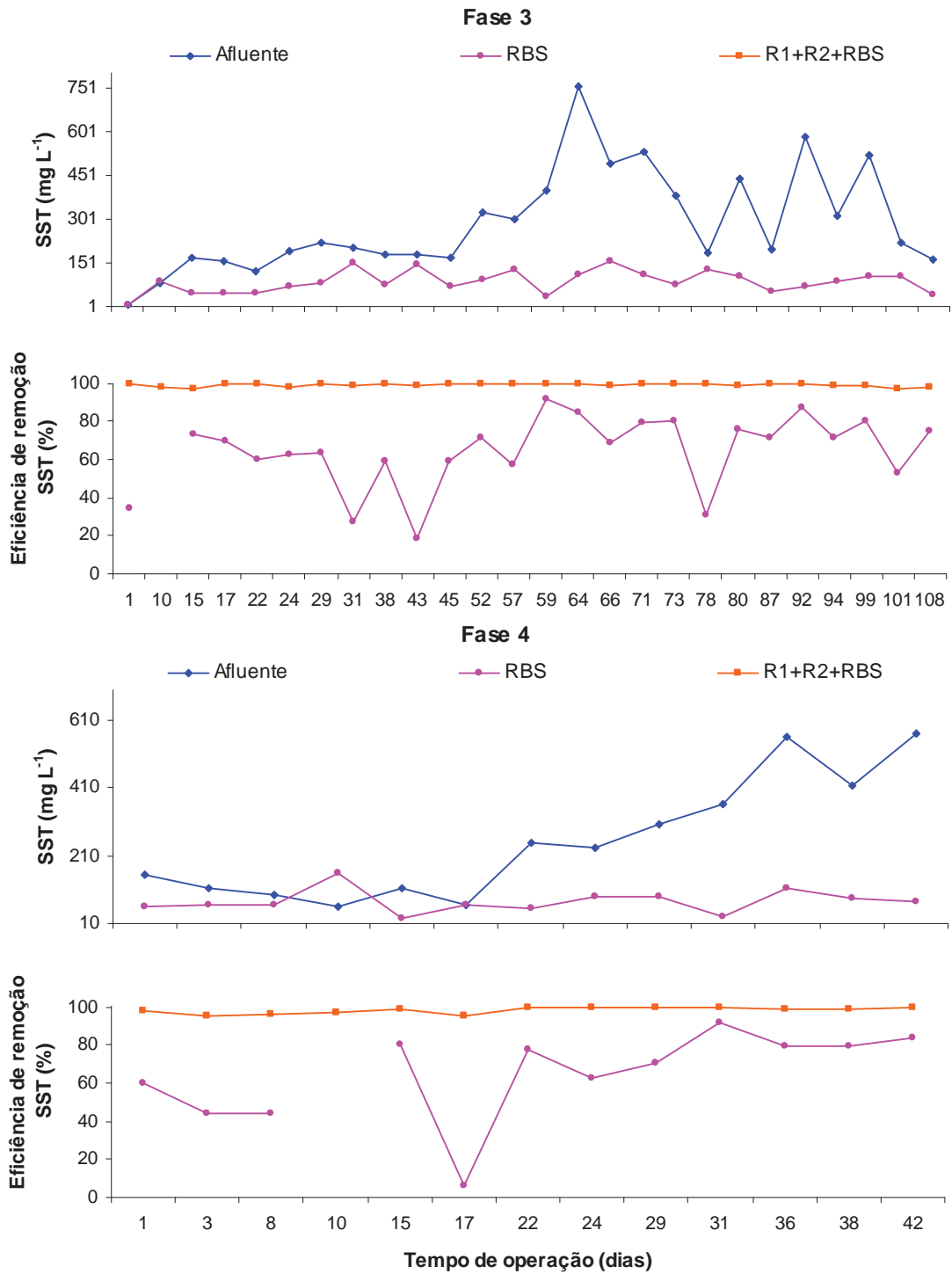


FIGURA 23(b). Variação das concentrações de SST do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 3 e 4.

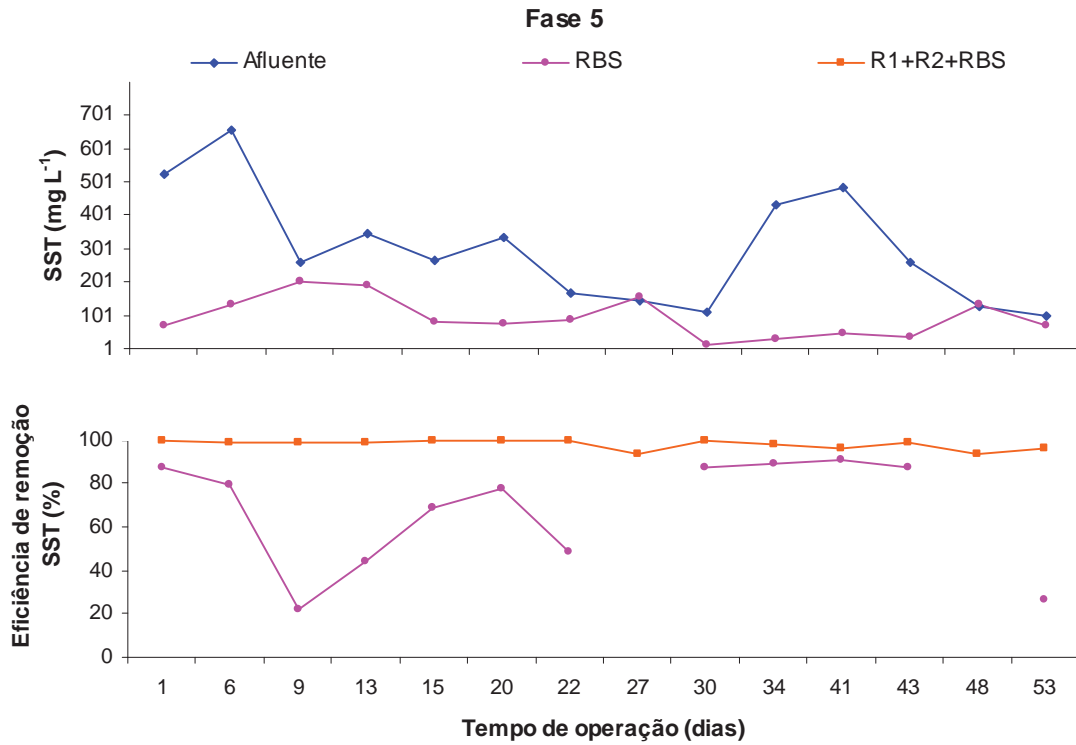


FIGURA 23(c). Variação das concentrações de SST do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante a fase 5.

No sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio as eficiências médias de remoção para SST, SSV e SSF variaram de 98 a 99%, 97 a 99% e de 96 a 99% respectivamente, com baixos coeficientes de variação (CV), de 2%, 2% e 5%, respectivamente. Assim, a inclusão do RBS no sistema de tratamento anaeróbio com reatores UASB em dois estágios propiciou aumento das eficiências de remoção de sólidos com elevada estabilidade perante as variações na entrada do sistema de tratamento anaeróbio, ao tratar águas residuárias de suinocultura.

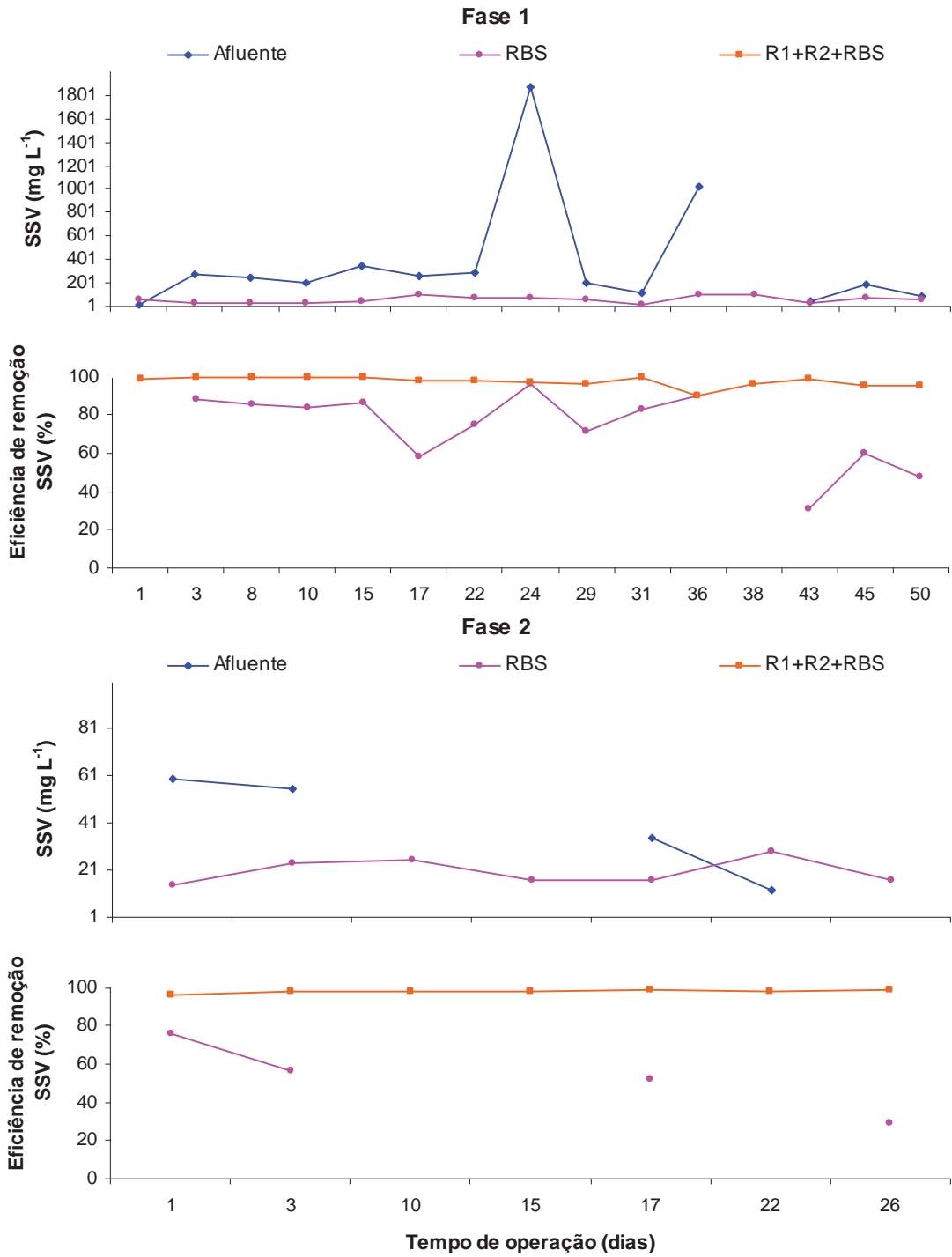


FIGURA 24(a). Variação das concentrações de SSV do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 1 e 2.

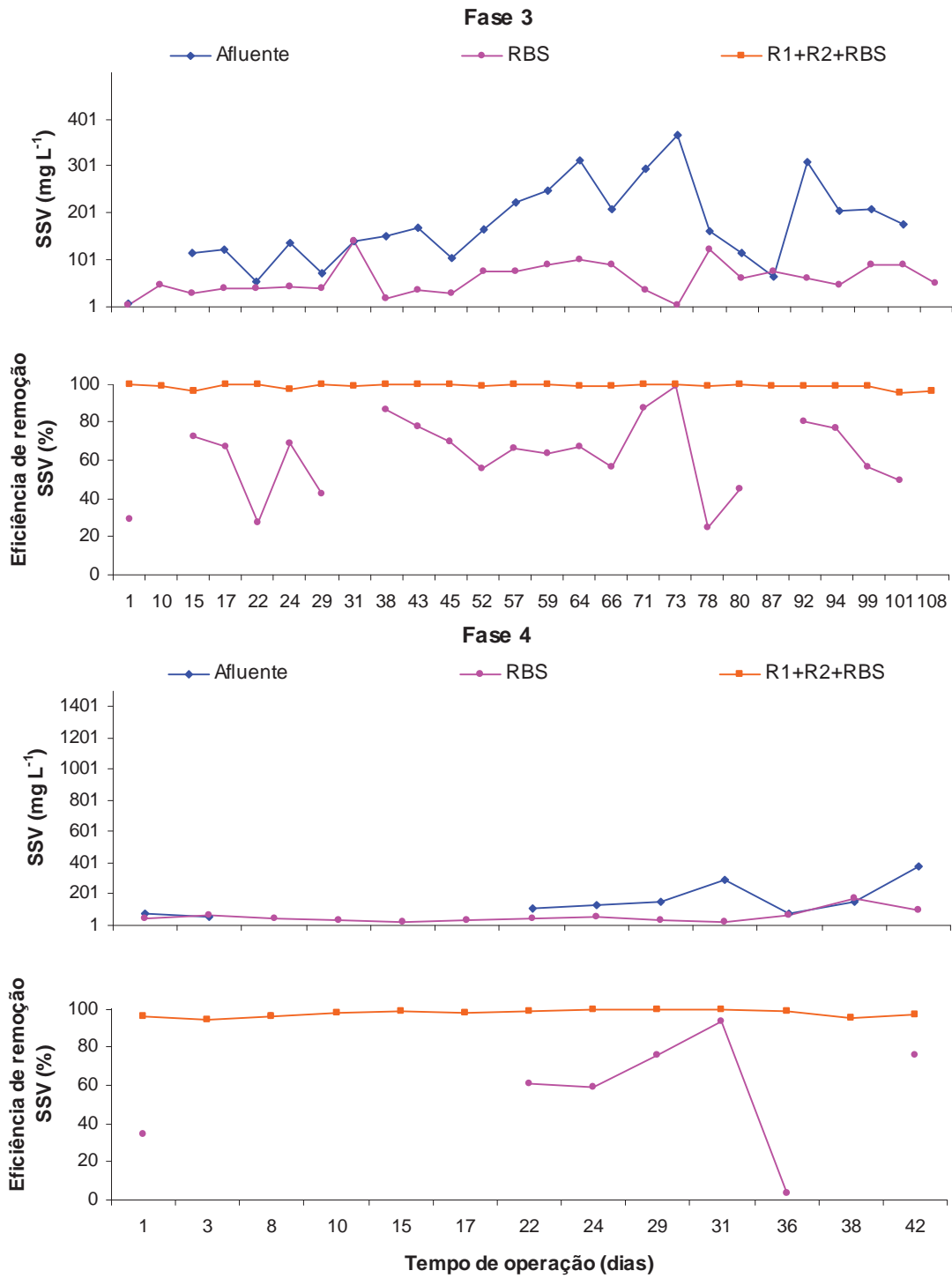


FIGURA 24(b). Variação das concentrações de SSV do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante as fases 3 e 4.

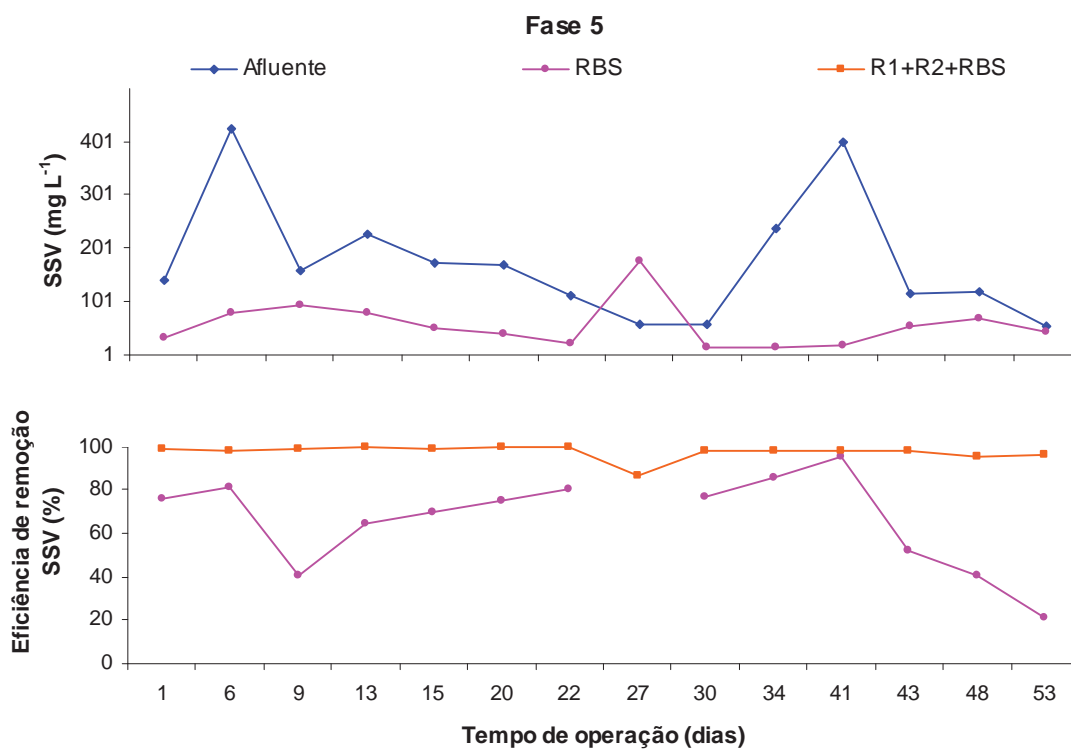


FIGURA 24(c). Variação das concentrações de SSV do afluente e efluente do RBS, e eficiências de remoção no RBS e no sistema combinado (R1+R2+RBS) durante a fase 5.

4.1.4. Produção e composição do biogás

Na Tabela 31 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) do teor de metano (em porcentagem de CH₄) no biogás e das produções diárias de biogás, volumétrica e específica de CH₄ nos reatores UASB (R1 e R2) e para o sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+R2) do conjunto I, obtidos durante os ensaios 1, 2 e 3. Na Figura 25, estão apresentadas as variações durante os ensaios 1, 2 e 3, da produção volumétrica de metano no R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2), do conjunto I.

TABELA 31. Valores médios e coeficientes de variação da percentagem de metano (CH_4) no biogás e da produção diária de biogás, volumétrica e específica de CH_4 , obtidos durante a operação do sistema anaeróbio em dois estágios, reator R1 e reator R2, e R1+R2, do conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	F	CV (%)
Teor de CH_4 (%)	R1	78	77	77	0,26 ns	4
	R2	82	80	80	0,99 ns	4
Produção diária de biogás ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	R1	0,334 b	0,301 b	0,570 a	28,9 **	54
	R2	0,032 b	0,043 b	0,086 a	30,0 **	69
	R1+R2	0,366 b	0,342 b	0,619 a	22,2 **	59
Produção volumétrica de metano ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{m}^3 \text{d}^{-1})$)	R1	0,286 b	0,254 b	0,479 a	30,02 **	52
	R2	0,075 b	0,099 b	0,193 a	30,22 **	67
	R1+R2	0,227 b	0,209 b	0,377 a	22,88 **	57
Produção específica de CH_4 para DQO adicionada ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO ad})^{-1}$)	R1	0,047	0,051	0,054	0,23 ns	95
	R2	0,103 b	0,133 a	0,139 a	4,07 *	48
	R1+R2	0,052	0,060	0,062	0,39 ns	94
Produção específica de CH_4 para DQO removida ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO rem})^{-1}$)	R1	0,050	0,057	0,060	0,35 ns	104
	R2	0,213	0,189	0,203	0,55 ns	45
	R1+R2	0,055	0,060	0,070	0,70 ns	98

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).

As percentagens de metano no biogás do R1 e do R2 foram respectivamente de 78, 77 e 77%, e de 82, 80 e 80% nos ensaios 1, 2 e 3, não diferindo significativamente ($p > 0,05$).

Os valores médios da produção diária de biogás no R1 foram de 0,334, 0,301 e 0,570 $\text{Nm}^3 \text{d}^{-1}$ nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Para o R2 as produções diárias de biogás foram de 0,032, 0,043 e 0,086 $\text{Nm}^3 \text{d}^{-1}$ nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente.

No ensaio 3, com aplicação de COV de 12,6 kg DQOtotal ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) no R1 e de 1,2 kg DQOtotal ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) no R2, e temperaturas do ar mais elevadas, foram observados os maiores valores médios de produção diária de biogás no R1, R2 e R1+R2, os quais diferiram significativamente dos demais valores observados ($p < 0,01$).

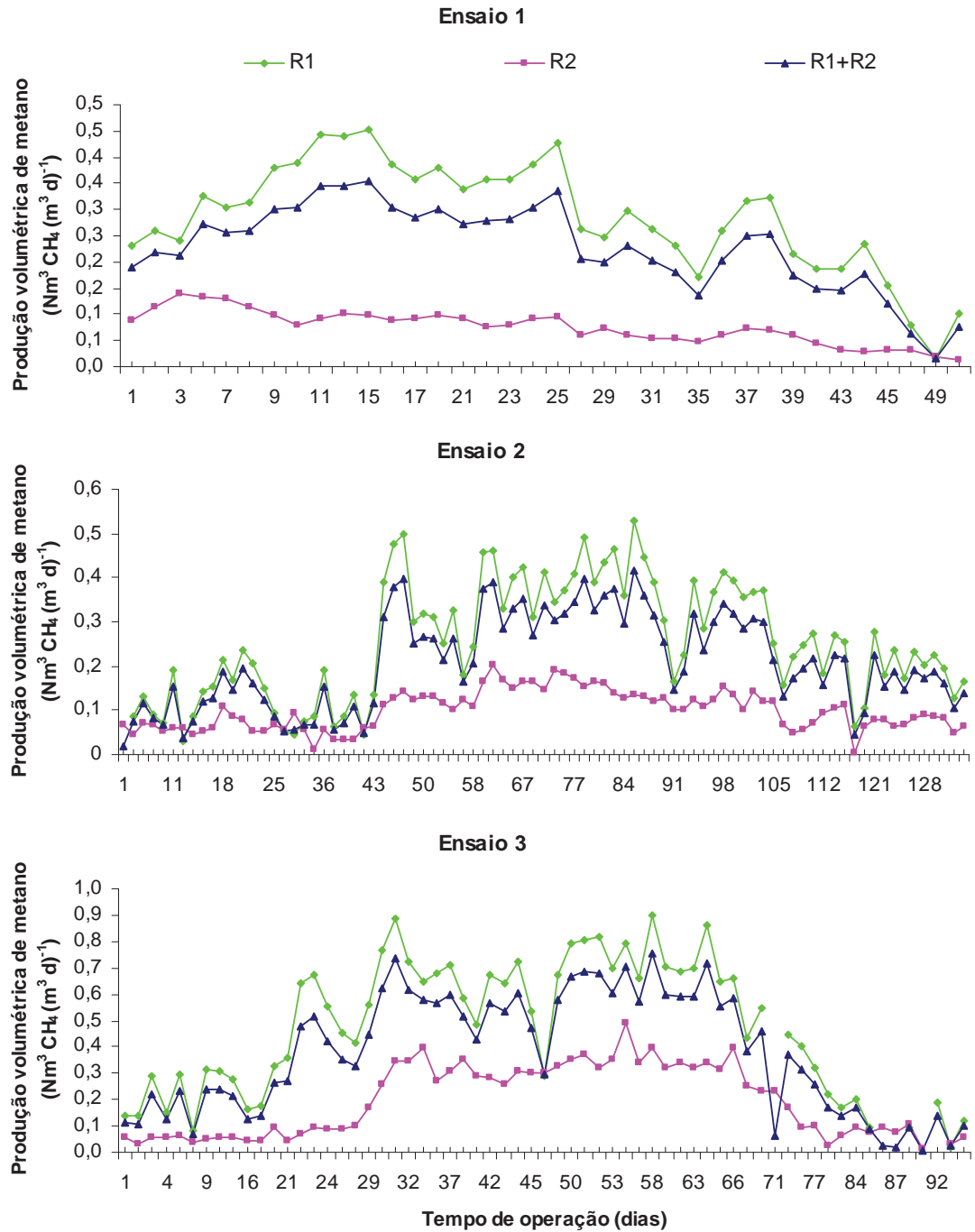


FIGURA 25. Produção volumétrica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1 e R2) e sistema (R1+R2) no conjunto I durante os ensaios 1, 2 e 3.

Os valores médios da produção volumétrica de metano no R1 foram de 0,286, 0,254 e 0,479 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{m}^3 \text{d})^{-1}$, e no R2 de 0,075, 0,099 e 0,193 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{m}^3 \text{d})^{-1}$ nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Para o sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+R2), os valores médios de produção volumétrica de metano foram de 0,227, 0,209 e 0,377 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{m}^3 \text{d})^{-1}$, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Assim como observado para a produção diária de biogás, foram verificados no ensaio 3, os maiores valores médios de produção volumétrica de metano, os quais diferiram dos demais valores observados ($p < 0,01$).

As médias da produção específica de metano para DQO adicionada no R1 variaram de 0,047 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO ad})^{-1}$ no ensaio 1, a 0,054 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO ad})^{-1}$ no ensaio 3. No R2, como resultado das maiores porcentagens de metano no biogás, as médias foram maiores, e variaram de 0,103 a 0,139 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO ad})^{-1}$. No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) as médias variaram de 0,052 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO ad})^{-1}$ no ensaio 1, a 0,062 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO ad})^{-1}$ no ensaio 3. No R1 e sistema (R1+R2), embora os valores sejam crescentes com o aumento da COV, não foram detectadas diferenças estatísticas ($p > 0,05$). No R2, a menor média, foi observada no ensaio 1, e diferiu significativamente das demais ($p < 0,05$).

Os valores médios da produção específica de metano para a DQO removida no R1 variaram de 0,050 a 0,060 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO rem})^{-1}$ nos três ensaios e não diferiram estatisticamente ($p > 0,05$), porém os valores também foram crescentes com o aumento da COV. No R2, os valores médios foram consideravelmente maiores do que no R1, e variaram de 0,189 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO rem})^{-1}$ no ensaio 2, a 0,213 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO rem})^{-1}$ no ensaio 1, não diferindo estatisticamente entre os ensaios ($p > 0,05$). No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) os valores variaram de 0,55 a 0,070 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO rem})^{-1}$ nos três ensaios, e também não diferiram estatisticamente ($p > 0,05$).

Na Tabela 32 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) do teor de metano (em porcentagem de CH_4) no biogás e das produções diárias de biogás, volumétrica e específica de CH_4 nos reatores UASB (R1 e R2) e para o sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+R2) do conjunto II, obtidos durante os ensaios 1, 2 e 3. Na Figura 26, estão apresentadas as variações durante os ensaios 1,

2 e 3, da produção volumétrica de metano no R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2), do conjunto II.

TABELA 32. Valores médios e coeficientes de variação da percentagem de metano (CH_4) no biogás e da produção diária de biogás, volumétrica e específica de CH_4 , obtidos durante a operação do sistema anaeróbio em dois estágios, reator R1 e reator R2, e R1+R2, do conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		F	CV (%)
Teor de CH_4 (%)	R1	76		77		77		0,58 ns	4
	R2	79		80		82		0,89 ns	5
Produção diária de biogás ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	R1	0,475		0,499		0,537		0,81 ns	47
	R2	0,053		0,041		0,043		2,76 ns	56
	R1+R2	0,501		0,532		0,572		0,83 ns	50
Produção volumétrica de metano ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{m}^3 \text{d}^{-1})$)	R1	0,400		0,422		0,454		0,89 ns	46
	R2	0,234	a	0,179	b	0,195	ab	3,19*	55
	R1+R2	0,351		0,373		0,402		0,92 ns	49
Produção específica de CH_4 para DQO adicionada ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO ad})^{-1}$)	R1	0,062		0,073		0,079		0,81 ns	84
	R2	0,140	a	0,090	b	0,085	b	14,2 **	53
	R1+R2	0,069	b	0,096	ab	0,106	a	3,75*	65
Produção específica de CH_4 para DQO removida ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO rem})^{-1}$)	R1	0,066		0,071		0,078		0,52 ns	79
	R2	0,228	a	0,139	b	0,136	b	7,25**	47
	R1+R2	0,073		0,094		0,100		2,72 ns	58

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).

No conjunto II, as percentagens de metano no biogás do R1 foram de 76, 77 e 77%, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente não diferindo significativamente ($p > 0,05$). No R2, as médias foram superiores, com valores de 79, 80 e 82% nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, também não diferindo significativamente ($p > 0,05$).

As médias de produção diária de biogás no R1 e no R2 foram de 0,475, 0,499, 0,537 $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ e de 0,053, 0,041 e 0,043 $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ respectivamente, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) os valores médios foram de 0,501, 0,532 e 0,572 $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ nos ensaios 1, 2 e 3. Todas as médias de

produção diária de biogás não diferiram significativamente entre ensaios ($p>0,05$), porém, nota-se para o R1 e o R1+R2 que os valores aumentaram com a elevação COV.

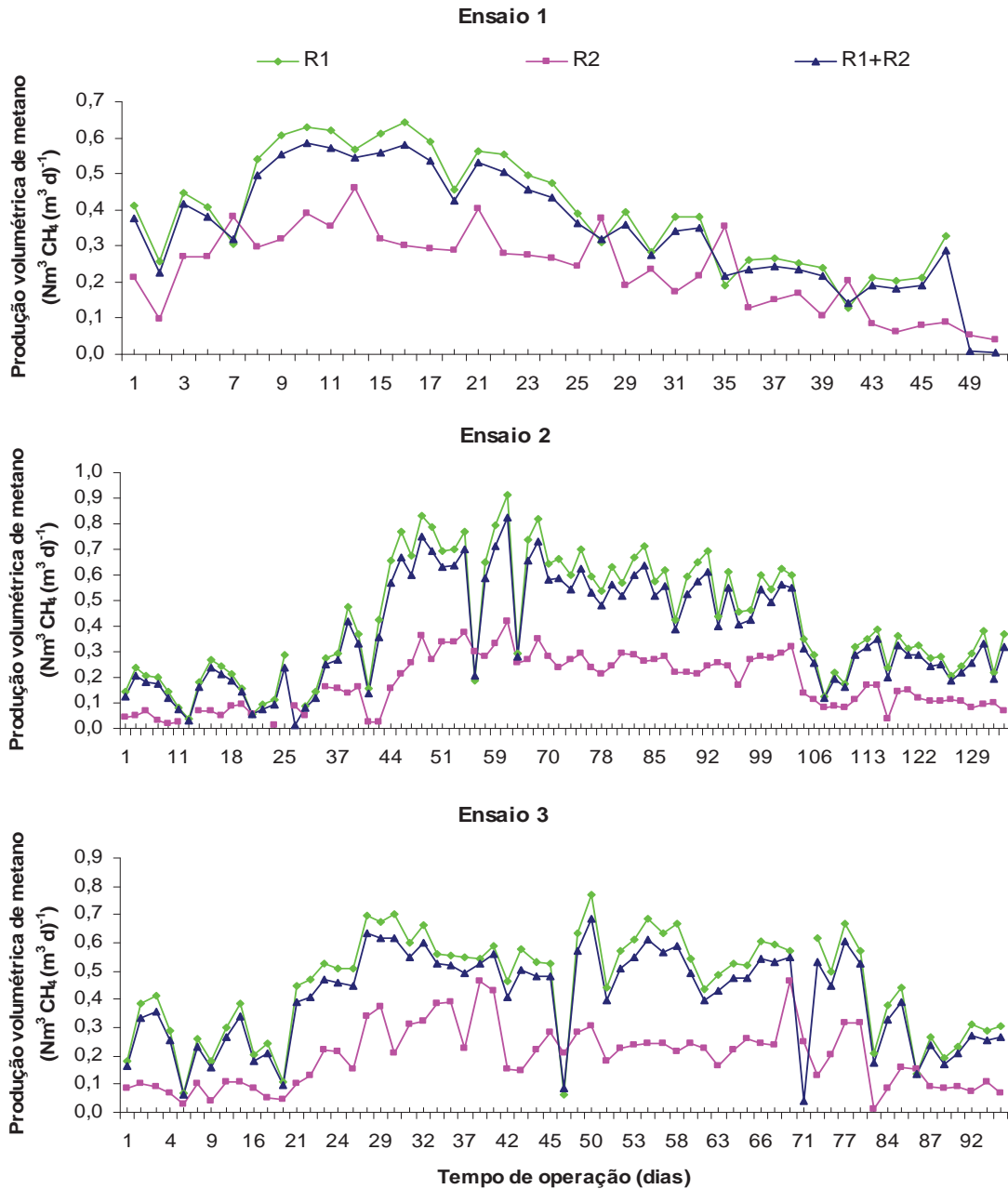


FIGURA 26. Produção volumétrica de metano (CH_4) nos reatores UASB (R1 e R2) e sistema (R1+R2) do conjunto II durante os ensaios 1, 2 e 3.

Os valores médios da produção volumétrica de metano no R1 foram de 0,400, 0,422 e 0,454 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{m}^3 \text{d})^{-1}$ nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. No R2 as médias foram de 0,234, 0,179 e 0,195 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{m}^3 \text{d})^{-1}$, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Para o sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), os valores médios de produção volumétrica de metano foram de 0,351, 0,373 e 0,402 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{m}^3 \text{d})^{-1}$, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Somente foram detectadas diferenças significativas para os valores médios de produção volumétrica de metano do R2 ($p < 0,05$). Para este reator, a menor média foi observada no ensaio 2, com aplicação do TDH de 11 horas e COV de 1,6 $\text{kg DQO}_{\text{total}} (\text{m}^3 \text{d})^{-1}$.

Os valores médios da produção específica de metano para DQO adicionada no R1, variaram de 0,062 a 0,079 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO ad})^{-1}$ nos três ensaios. Para o R2, os valores médios variaram de 0,085 a 0,140 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO ad})^{-1}$, sendo que o maior valor ocorreu no primeiro ensaio, o qual diferiu significativamente dos demais ($p < 0,01$). No sistema de tratamento, as médias da produção específica de metano para DQO adicionada variaram de 0,069 a 0,106 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO ad})^{-1}$ e diferiram significativamente entre os ensaios ($p < 0,05$).

A produção específica de metano para a DQO removida no R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), variaram de 0,066 a 0,078 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO rem})^{-1}$, de 0,136 a 0,228 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO rem})^{-1}$ e de 0,073 a 0,100 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 (\text{kg DQO rem})^{-1}$, respectivamente, nos três ensaios. Somente para o R2, os valores médios diferiram significativamente.

4.1.5. pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais

4.1.5.1. Reatores UASB (R1 e R2)

Na Tabela 33 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) do pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP), e intermediária (AI), da relação AI:AP, concentração de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e nos efluentes, obtidos durante a operação dos reatores UASB em dois estágios (R1 e R2) do conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3. Nas Figuras 27, 28, 29, 30 e 31, estão ilustradas as variações destes

atributos durante cada período.

TABELA 33. Valores médios e coeficientes de variação (CV) do pH, ácidos voláteis totais (AVT), alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) do afluente e efluentes do R1 e R2 e a relação AI:AP nos efluentes dos reatores R1 e R2 obtidos durante a operação do sistema de reatores anaeróbios em dois estágios, conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		F	CV (%)
TDH (h)	R1	72		54		42		-	-
	R2	28		21		16		-	-
pH	Afluente	6,4		6,4		6,3		0,16ns	6
	R1	7,0	ab	6,9	b	7,1	a	5,54**	3
	R2	7,2		7,2		7,3		1,68ns	2
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	1074		970		1091		0,66ns	41
	R1	1132		986		1171		2,36ns	31
	R2	1144		1025		1215		1,91ns	33
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	326		363		267		2,16ns	53
	R1	805	ab	656	b	820	a	3,62*	34
	R2	829		719		861		2,25ns	34
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	769		651		823		1,65ns	50
	R1	326		329		351		0,26ns	38
	R2	313		306		353		0,83ns	44
AVT (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	Afluente	530		628		732		2,02ns	49
	R1	211		199		251		2,04ns	92
	R2	174		190		243		2,31ns	106
AI:AP	R1	0,41		0,56		0,43		2,79ns	51
	R2	0,38		0,44		0,41		0,76ns	40

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).

Os valores médios do pH no afluente foram de, 6,4 nos ensaios 1 e 2, e de 6,3 no ensaio 3. No efluente do R1 os valores de pH foram de 7,0, 6,9 e 7,1, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, com o maior e o menor valores diferindo significativamente entre si (p<0,05).

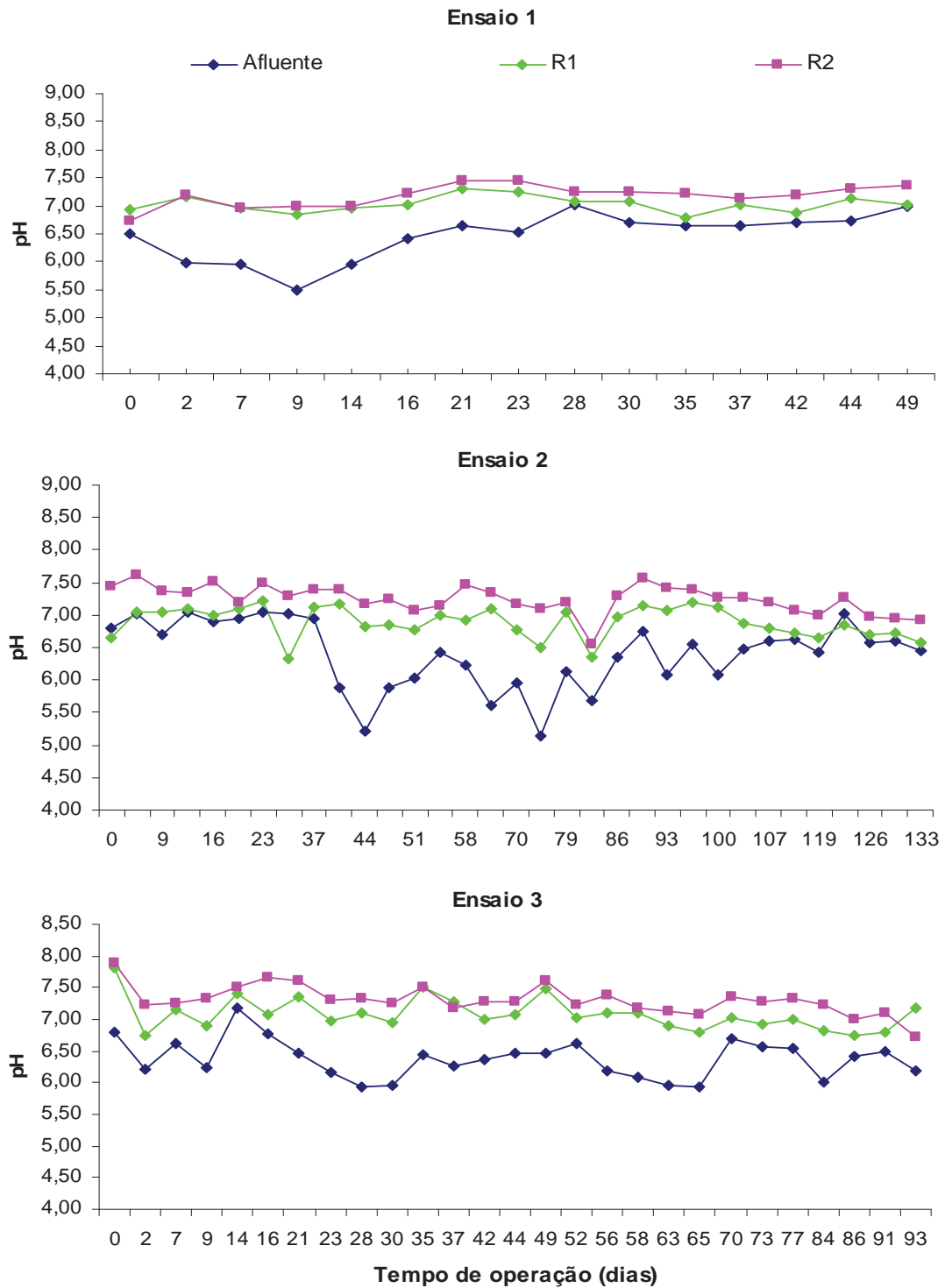


FIGURA 27. Valores do pH no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.

No efluente do R2 os valores médios de pH foram de 7,2 nos ensaios 1 e 2, e de 7,3 no ensaio 3. Não houve diferença significativa entre os ensaios, para os valores médios de pH no afluente do R1, e efluente do R2 ($p > 0,05$).

Os coeficientes de variação dos valores de pH diminuíram de 6% no afluente bruto, para 3 e 2% nos efluentes do R1 e R2 respectivamente, indicando que os reatores operaram com estabilidade, acomodando as variações de pH observadas no afluente bruto.

Para todas as condições operacionais aplicadas nos reatores, observou-se valores de pH nos efluentes, superiores aos verificados no afluente durante a maior parte do período de operação dos reatores (Figura 27), o que indica que foi gerada alcalinidade suficiente para compor um sistema de tamponamento eficiente nos reatores durante o processo.

Os valores médios de AT, AP e AI no afluente variaram respectivamente de 970 a 1091 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, de 267 a 363 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, e de 651 a 823 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ nos três ensaios, não diferindo significativamente entre os ensaios ($p > 0,05$).

No efluente do R1, os valores médios de AT, AP e AI variaram respectivamente de 986 a 1171 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, de 656 a 820 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, e de 326 a 351 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ nos três ensaios, com as médias de AP diferindo significativamente entre os ensaios ($p > 0,01$).

No efluente do R2, os valores médios de AT, AP e AI variaram respectivamente de 1025 a 1215 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, de 719 a 861 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, e de 306 a 353 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ nos três ensaios, não diferindo significativamente entre os ensaios ($p > 0,05$).

Observou-se que nos três ensaios, os valores de AT do afluente aumentaram com a passagem pelos reatores, atingindo os maiores valores na saída do R2. Porém verificou-se mudança considerável na composição da alcalinidade total (AT), com diminuição da parcela devida à alcalinidade intermediária (AI), e aumento da participação da alcalinidade parcial (AP) nos efluentes. A produção de alcalinidade parcial explica a manutenção dos valores de pH na faixa favorável para que o processo anaeróbico ocorra, pois segundo CHERNICHARO (1997), é a principal responsável pelo tamponamento do meio na faixa de pH de 6,0 a 7,5.

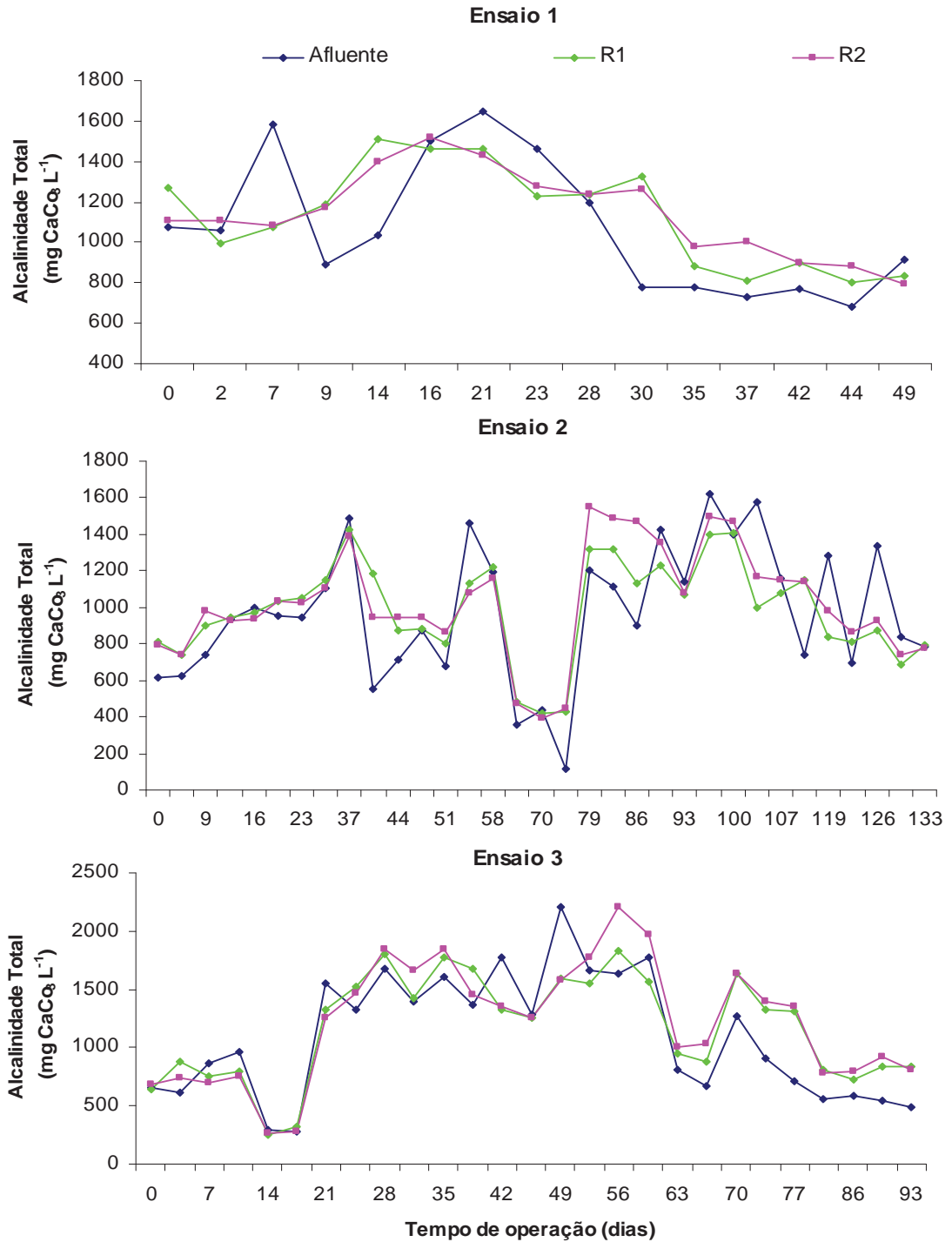


FIGURA 28. Valores da alcalinidade total (AT) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.

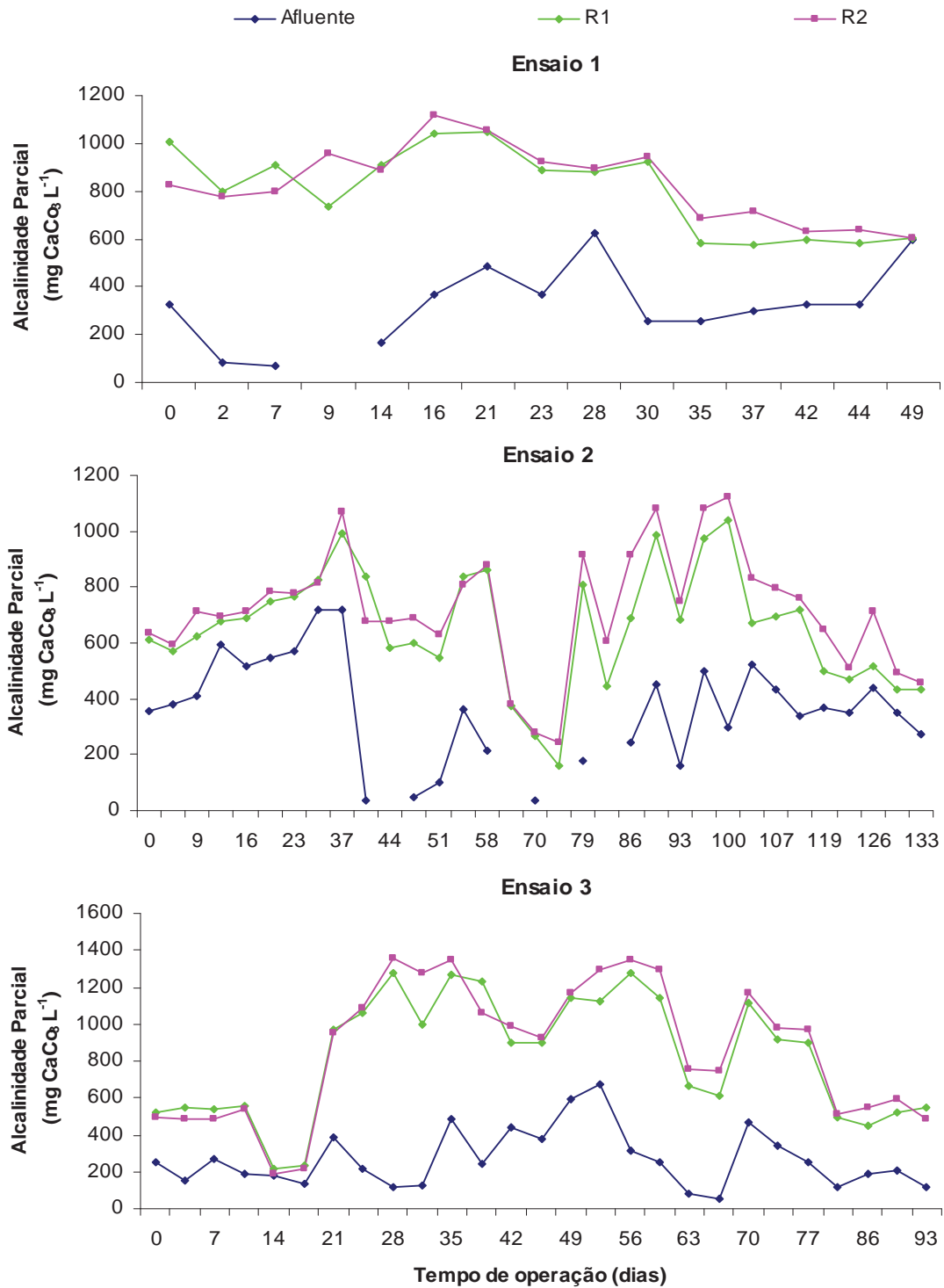


FIGURA 29. Valores da alcalinidade parcial (AP) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.

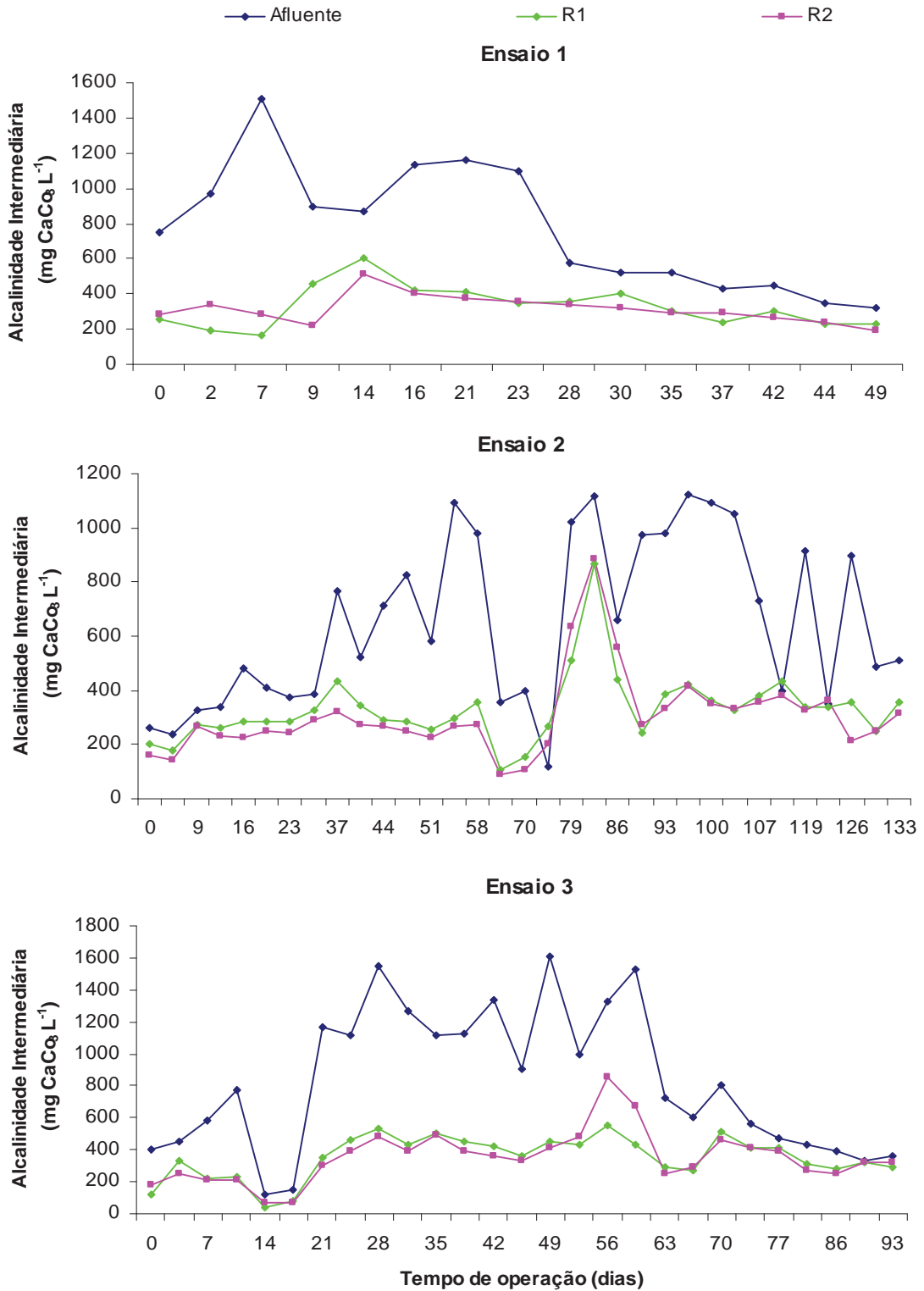


FIGURA 30. Valores da alcalinidade intermediária (AI) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.

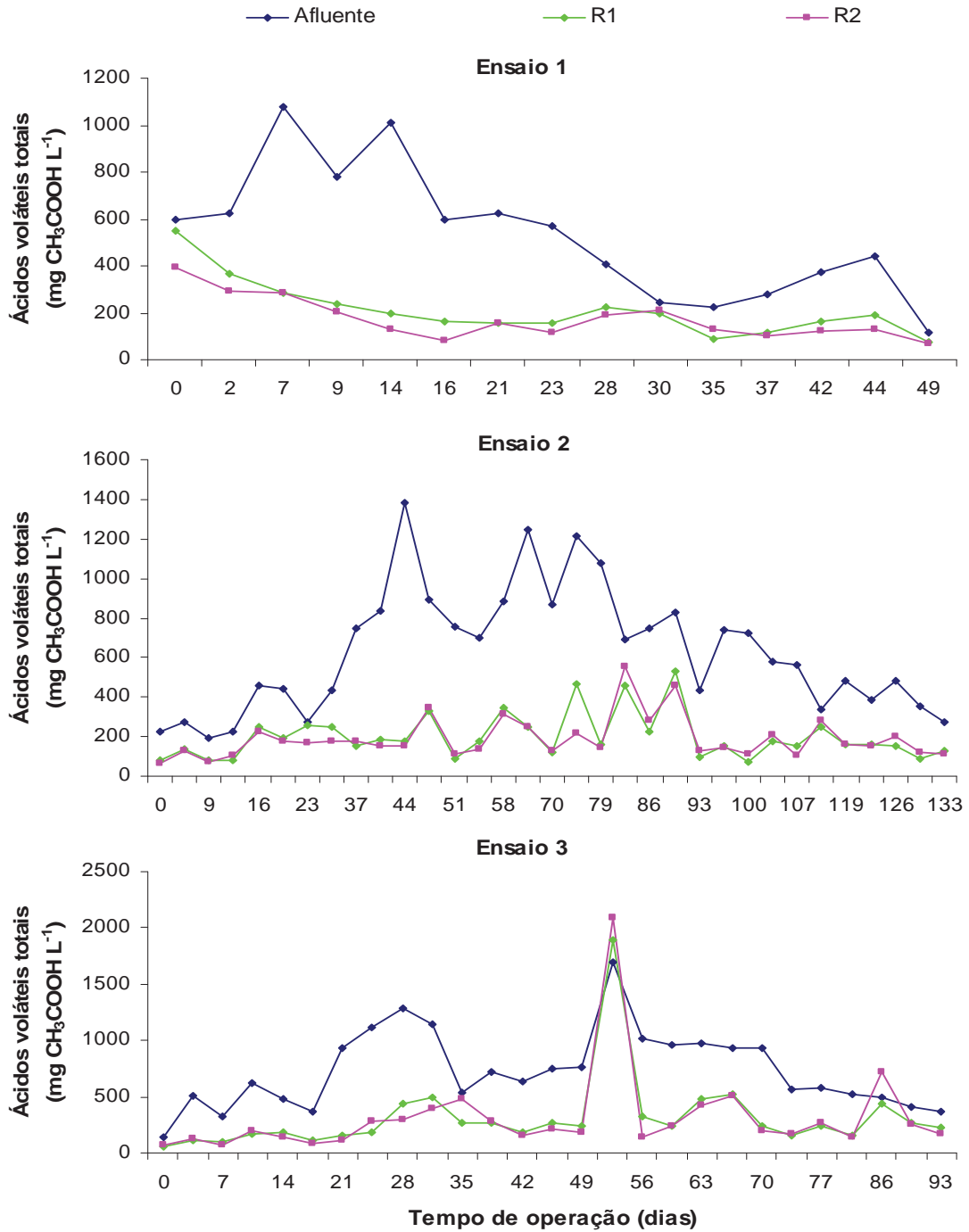


FIGURA 31. Concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.

Os valores médios da relação Al:AP no R1 foram de 0,41, 0,56 e 0,43 nos

ensaios 1, 2 e 3 respectivamente. No R2 as médias diminuíram para valores de 0,38, 0,44 e 0,41 nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente. Não houve diferença significativa entre os ensaios para ambos os reatores ($p > 0,05$).

Segundo RIPLEY et al. (1983) para o tratamento anaeróbio de águas residuárias de difícil digestão, valores da relação Al:AP superiores a 0,3 são um indicativo de instabilidade no processo. Neste trabalho tratando águas residuárias de suinocultura, os reatores UASB operaram com estabilidade em todos os ensaios, mesmo com valores da relação Al:AP acima de 0,3.

Os valores médios de AVT no afluente foram, de 530, 628 e 732 mg $\text{CH}_3\text{COOH L}^{-1}$, nos ensaios 1, 2 e 3, não diferindo significativamente entre os ensaios ($p > 0,05$).

Nos efluentes do R1 e R2, os valores médios de AVT foram respectivamente de 211, 199 e 251 mg $\text{CH}_3\text{COOH L}^{-1}$ e de 174, 190 e 243 mg $\text{CH}_3\text{COOH L}^{-1}$, nos ensaios 1, 2 e 3, não diferindo significativamente ($p > 0,05$).

Como resultado da conversão de parte dos ácidos orgânicos em metano, observou-se o consumo de AVT durante o processo anaeróbio, de forma que o equilíbrio entre os AVT e a alcalinidade total foi mantido em todas as condições operacionais estudadas, não ocorrendo acúmulo dos ácidos orgânicos gerados, o que levaria à falência do processo. Os valores médios de AVT obtidos nos efluentes permaneceram dentro da faixa de 50 a 500 mg $\text{CH}_3\text{COOH L}^{-1}$, recomendada por GERARDI (2003), para que o processo anaeróbio ocorra de forma estável.

Na Tabela 34 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) do pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP), e intermediária (AI), da relação Al:AP, concentração de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e nos efluentes, obtidos durante a operação dos reatores UASB em dois estágios (R1 e R2) do conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3. Nas Figuras 32, 33, 34, 35 e 36, estão ilustradas as variações destes atributos durante cada período.

No conjunto II os valores médios do pH no afluente foram de, 6,4 nos ensaios 2 e 3, e de 6,5 no ensaio 1. Para o efluente do R1 os valores de pH foram de 6,9 nos ensaios 1 e 2 e 7,0 no ensaio 3. No efluente do R2 os valores médios de pH foram de

7,2 nos ensaios 1 e 2 e 7,3 no ensaio 3. Não foram detectadas diferenças significativas entre os ensaios, para os valores médios de pH no afluente e efluentes ($p > 0,05$).

TABELA 34. Valores médios e coeficientes de variação (CV) do pH, ácidos voláteis totais (AVT), alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) do afluente e efluentes do R1 e R2 e a relação AI:AP nos efluentes dos reatores R1 e R2 obtidos durante a operação do sistema de reatores anaeróbios em dois estágios, conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		F	CV (%)
TDH (h)	R1	72		54		42		-	-
	R2	15		11		9		-	-
pH	Afluente	6,5		6,4		6,4		0,07ns	6
	R1	6,9		6,9		7,0		2,20ns	3
	R2	7,2		7,2		7,3		2,30ns	2
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	1020		914		1038		0,81ns	40
	R1	1169		983		1181		2,66ns	33
	R2	1202		1005		1224		2,86ns	33
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	290	ab	374	a	267	b	3,54*	49
	R1	834	a	647	a	827	a	3,98*	37
	R2	887	a	686	a	866	a	4,30*	34
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	729		584		771		2,30ns	51
	R1	335		336		354		0,16ns	38
	R2	315		318		358		0,56ns	47
AVT (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	Afluente	493		602		674		2,08ns	45
	R1	227		199		266		2,21ns	53
	R2	195		195		199		0,83ns	55
AI:AP	R1	0,42		0,61		0,44		1,87ns	76
	R2	0,35		0,54		0,41		1,71ns	78

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).

Assim como ocorreu no conjunto I, os coeficientes de variação dos valores de pH no conjunto II diminuiram de 6% no afluente bruto, para 3 e 2% nos efluentes do R1 e R2, respectivamente, indicando que os reatores operaram com estabilidade,

acomodando as variações de pH observadas no afluente bruto.

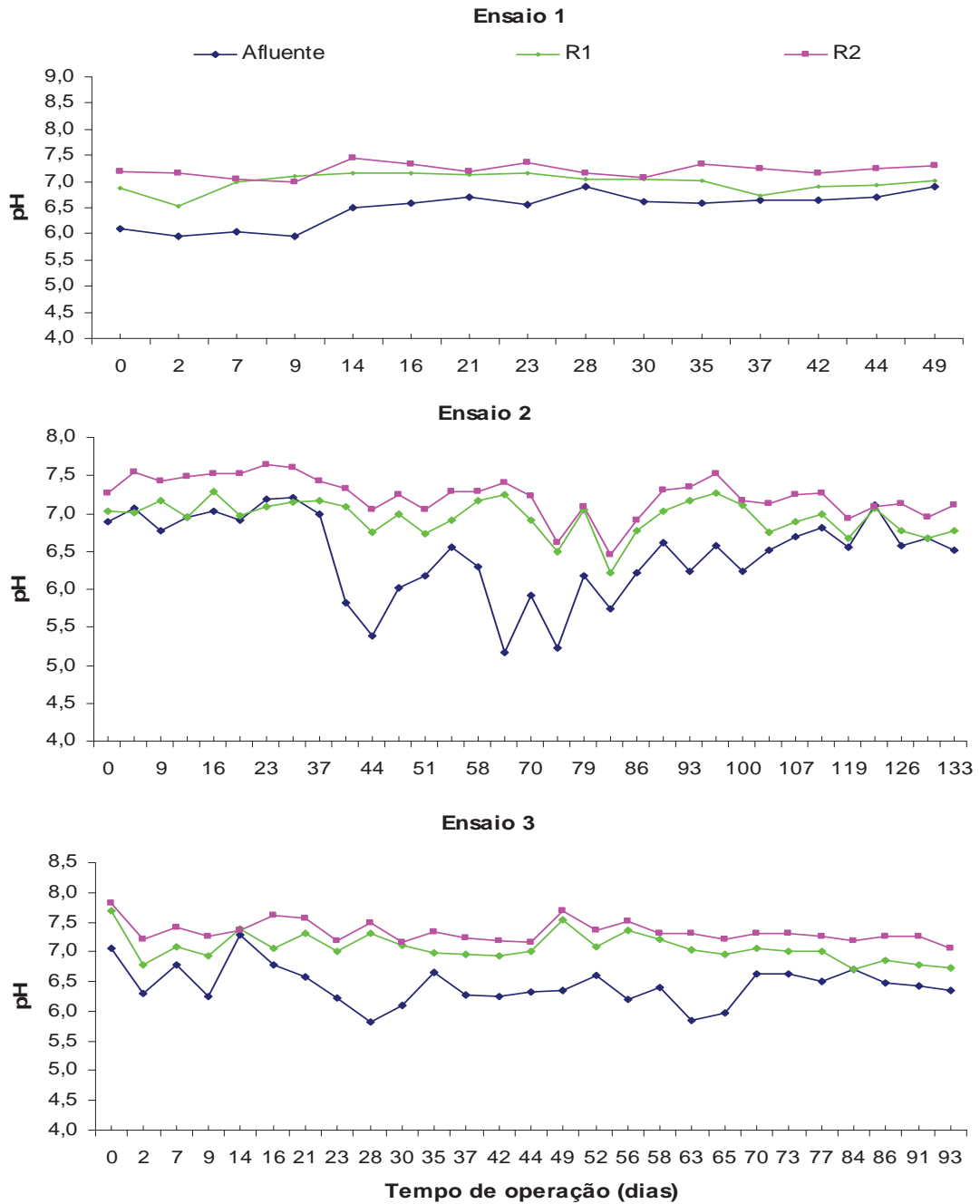


FIGURA 32. Valores do pH no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.

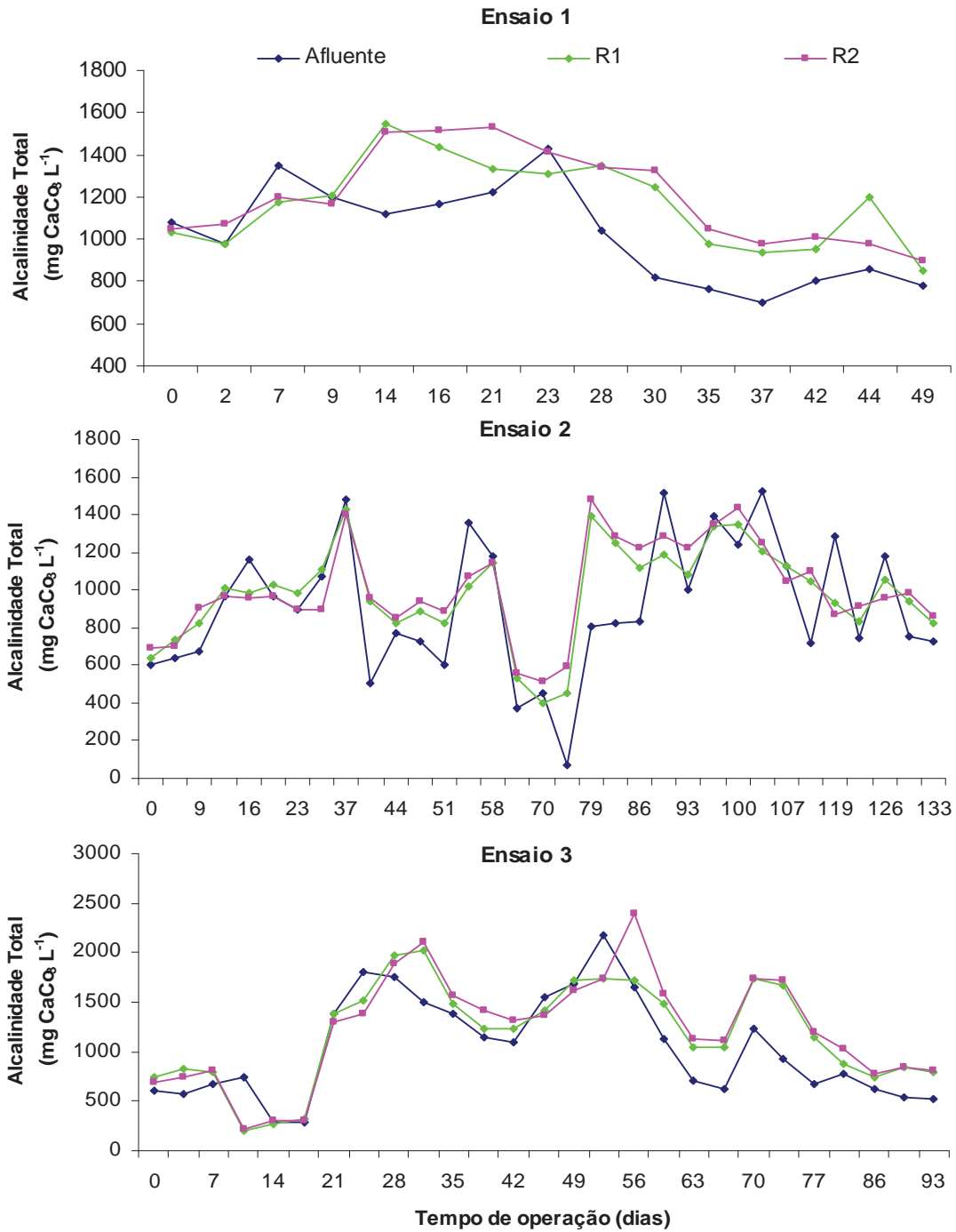


FIGURA 33. Valores da alcalinidade total (AT) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.

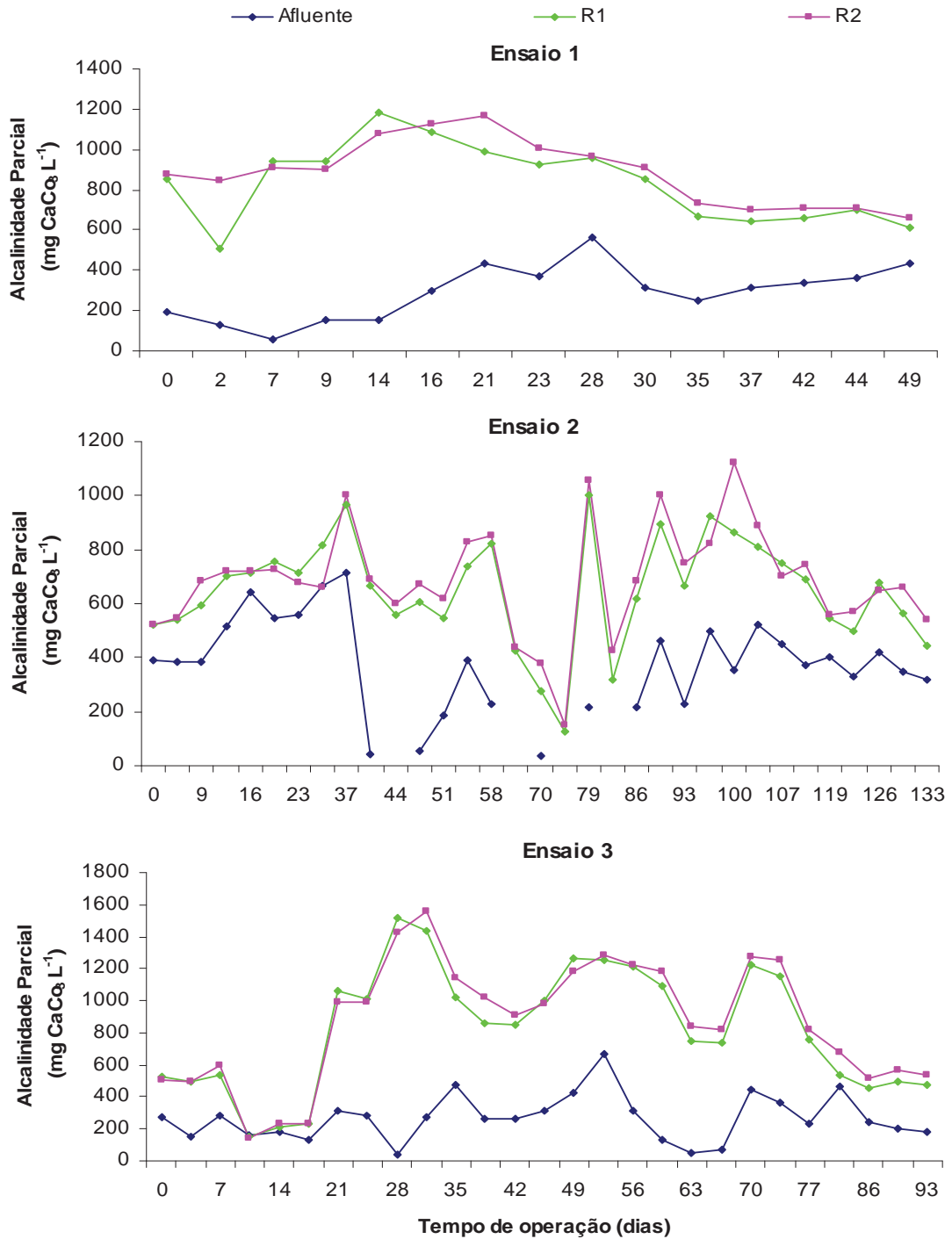


FIGURA 34. Valores da alcalinidade parcial (AP) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.

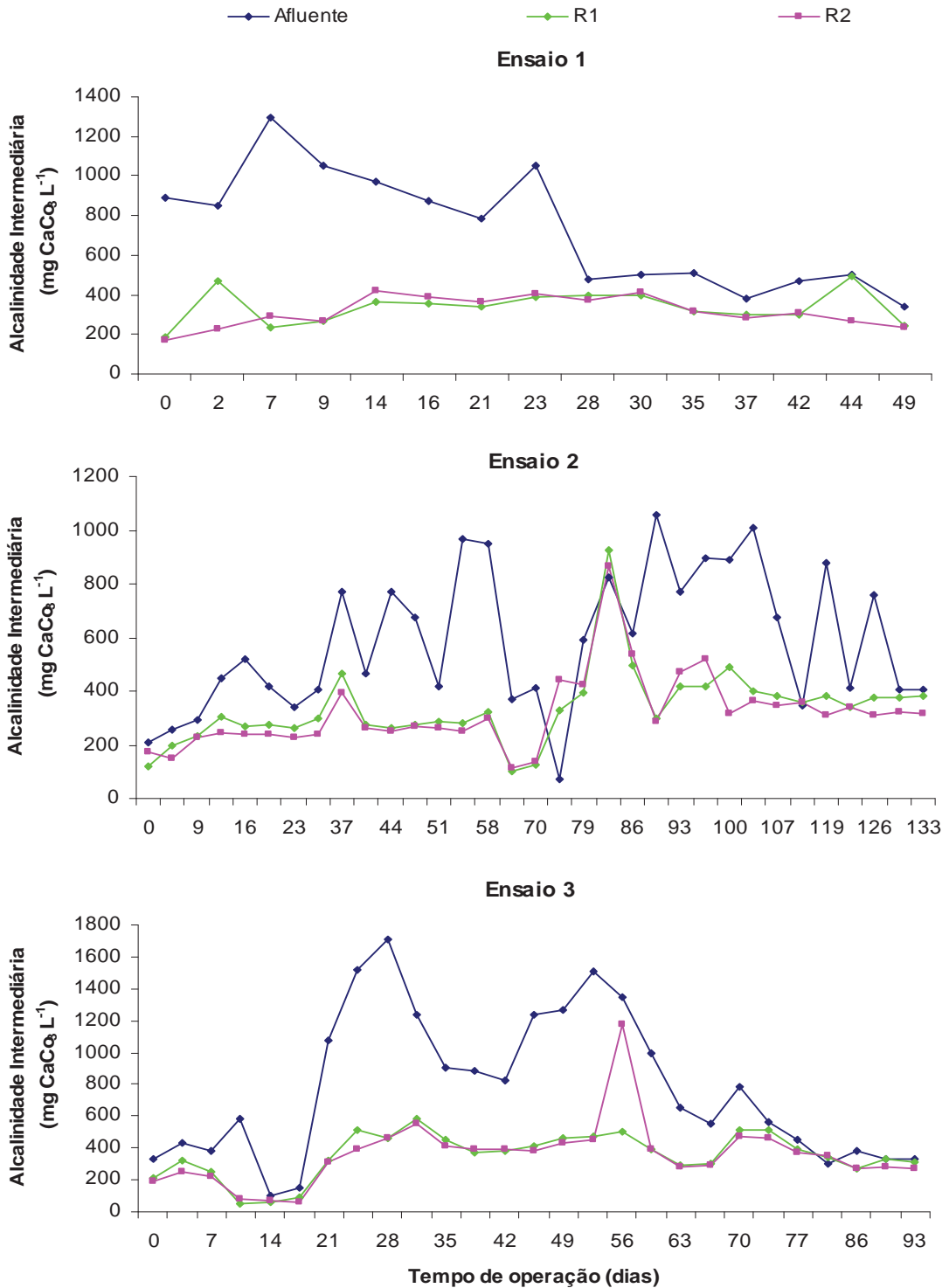


FIGURA 35. Valores da alcalinidade intermediária (AI) no afluente e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.

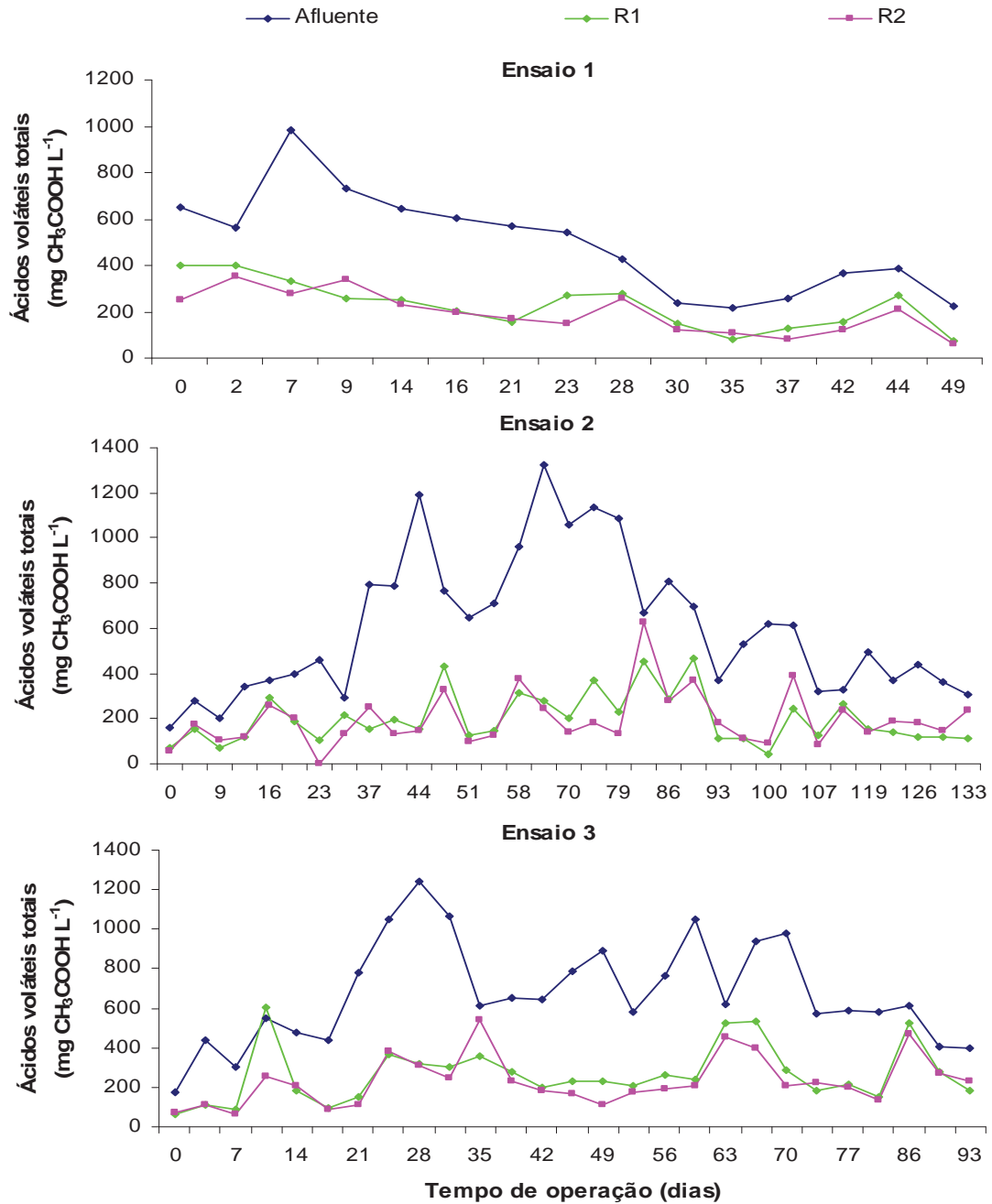


FIGURA 36. Concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) no afluentes e efluentes nos reatores UASB (R1 e R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.

Para todas as condições operacionais aplicadas nos reatores, observou-se valores de pH nos efluentes, superiores aos verificados no afluente durante a maior parte do período de operação dos reatores (Figura 32), o que indica que foi gerada alcalinidade suficiente para compor um sistema de tamponamento eficiente nos reatores durante o processo.

4.1.5.2. RBS

Na Tabela 35 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) do pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP), e intermediária (AI), concentração de ácidos voláteis totais (AVT), e relação AI:AP, no afluente e efluente do RBS, obtidos durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5. Nas Figuras 37, 38, 39, 40, 41 e 42, estão ilustradas respectivamente as variações de cada atributo, durante as cinco fases.

TABELA 35. Valores médios e coeficientes de variação (CV) do pH, ácidos voláteis totais (AVT), alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) do afluente e efluente, e a relação AI:AP no efluente obtidos durante a operação do reator aeróbio operado em bateladas sequenciais (RBS), do conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.

		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5		F	CV (%)
TDH (h)		240		240		180		240		180		-	-
pH	Afl. RBS	7,2	bc	7,5	a	7,2	c	7,4	ab	7,3	abc	5,50**	2
	Efl. RBS	7,5		7,5		7,6		7,6		7,7		2,20ns	3
AT ⁽¹⁾	Afl. RBS	1202	ab	869	b	1041	ab	1079	ab	1359	a	2,72*	33
	Efl. RBS	1262	a	720	c	991	bc	1082	abc	1252	ab	5,83**	29
AP ⁽¹⁾	Afl. RBS	887	a	656	a	695	a	788	a	939	a	2,69*	34
	Efl. RBS	947	a	551	b	673	b	818	ab	935	a	6,35**	33
AI ⁽¹⁾	Afl. RBS	315	ab	213	b	346	ab	291	ab	420	a	2,58*	45
	Efl. RBS	315		168		317		263		316		2,23ns	49
AVT ⁽¹⁾	Afl. RBS	195		152		212		215		246		0,79ns	54
	Efl. RBS	205		136		194		234		178		1,20ns	56
AI/AP	Efl. RBS	0,34		0,30		0,57		0,32		0,34		2,09ns	89

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).

⁽¹⁾Unidades: AT, AP e AI (mg CaCO₃ L⁻¹); AVT (mg CH₃COOH L⁻¹).

Os valores médios do pH no afluente do RBS foram de 7,2; 7,5; 7,2; 7,4 e 7,3 nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, diferindo significativamente entre as fases ($p < 0,01$). No efluente, os valores foram de 7,5; 7,5; 7,6; 7,6 e 7,7, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, e não diferiram significativamente entre as fases ($p > 0,05$).

De acordo com METCALF e EDDY (2003) o balanço da alcalinidade é responsável pelo controle do pH, e enquanto a nitrificação promove o consumo de alcalinidade, a desnitrificação fornece alcalinidade com conseqüente aumento parcial do pH.

Os valores médios da AT no afluente do RBS foram de 1202, 869, 1041, 1079 e 1359 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, diferindo significativamente entre as fases ($p < 0,05$). No efluente os valores foram de 1262, 720, 991, 1082 e 1252 mg L⁻¹ nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$).

Os valores médios da AP no afluente do RBS foram de 887, 656, 695, 788 e 939 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, não diferindo significativamente entre as fases ($p > 0,05$). No efluente os valores de AP foram de 947, 551, 673, 818 e 935 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, diferindo significativamente ($p < 0,01$).

As médias de alcalinidade intermediária no afluente e efluente do RBS foram respectivamente de 315, 213, 346, 291 e 420 mg L⁻¹ e de 315, 168, 317, 263 e 316 mg L⁻¹ nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente. Para a AI houve diferença significativa somente no afluente ($p < 0,05$).

As concentrações médias de AVT no afluente e efluente do RBS foram respectivamente, de 195, 152, 212, 215 e 246 mg L⁻¹ e de 205, 136, 194, 234 e 178 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, e não diferiram significativamente entre as fases ($p > 0,05$).

Para a relação AI:AP no efluente do RBS os valores foram de 0,34; 0,30; 0,57; 0,32 e 0,34 nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, não diferindo significativamente ($p > 0,05$).

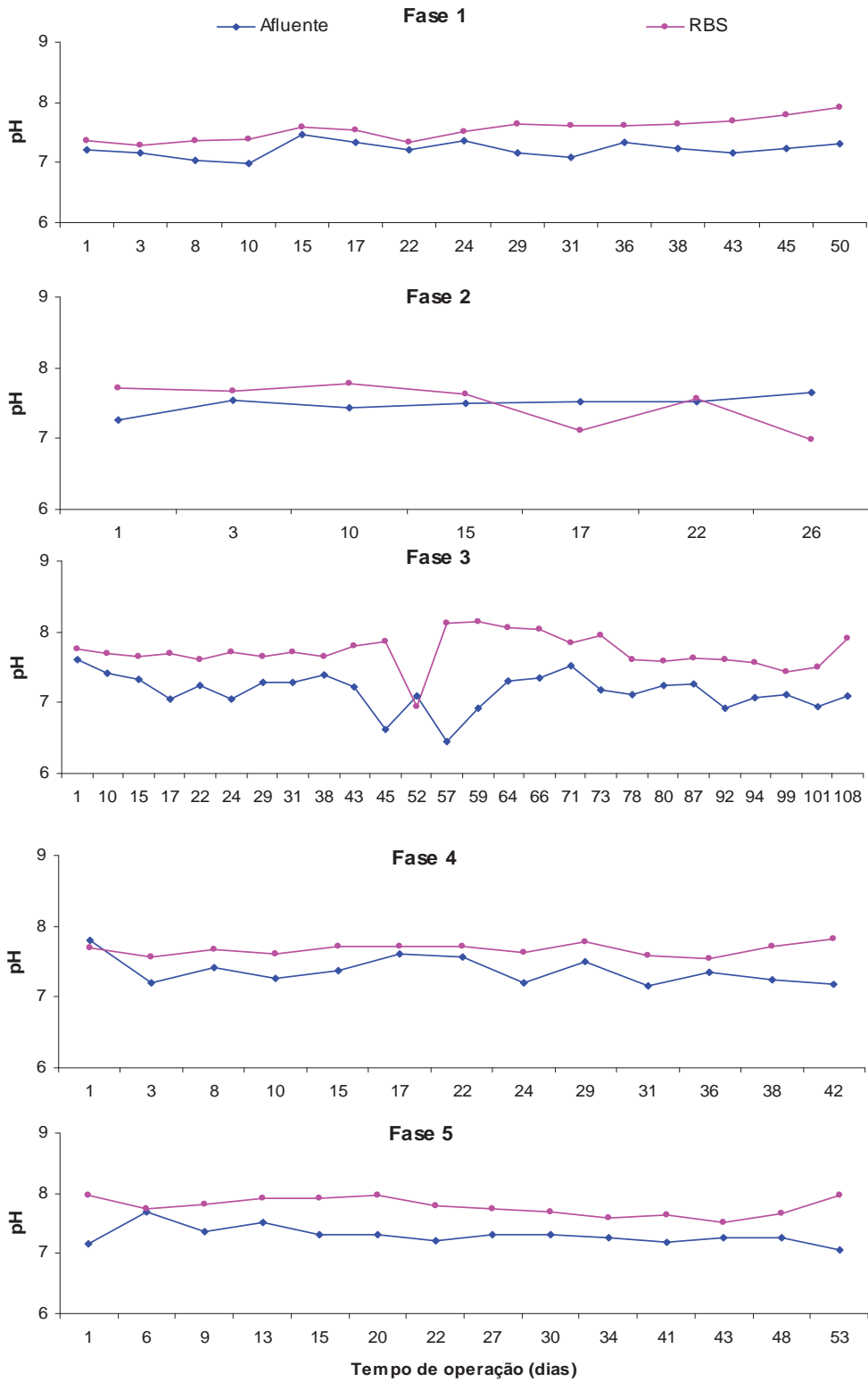


FIGURA 37. Variação do pH do afluente e efluente do RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.

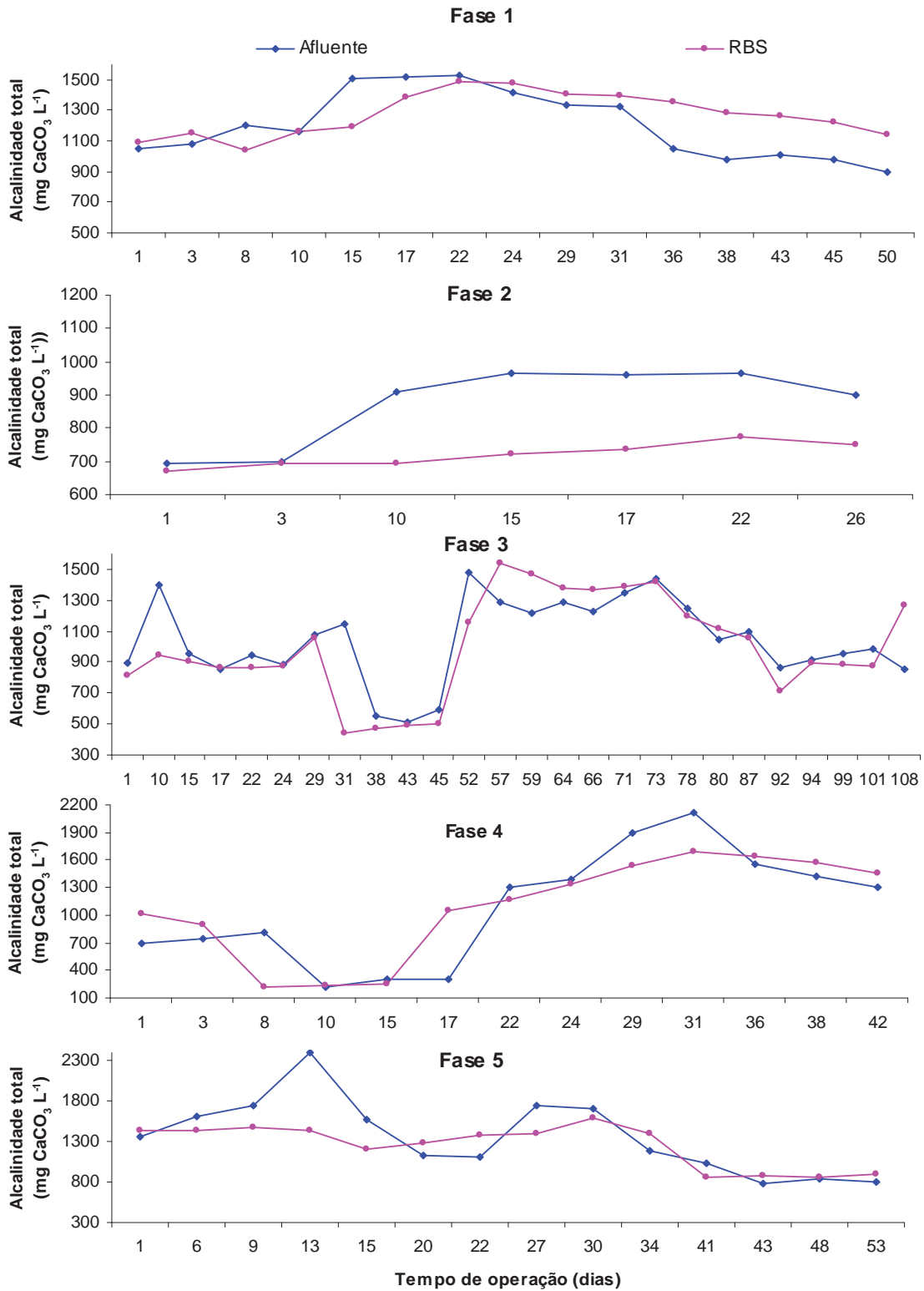


FIGURA 38. Variação da alcalinidade total (AT) do afluente e efluente do RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.

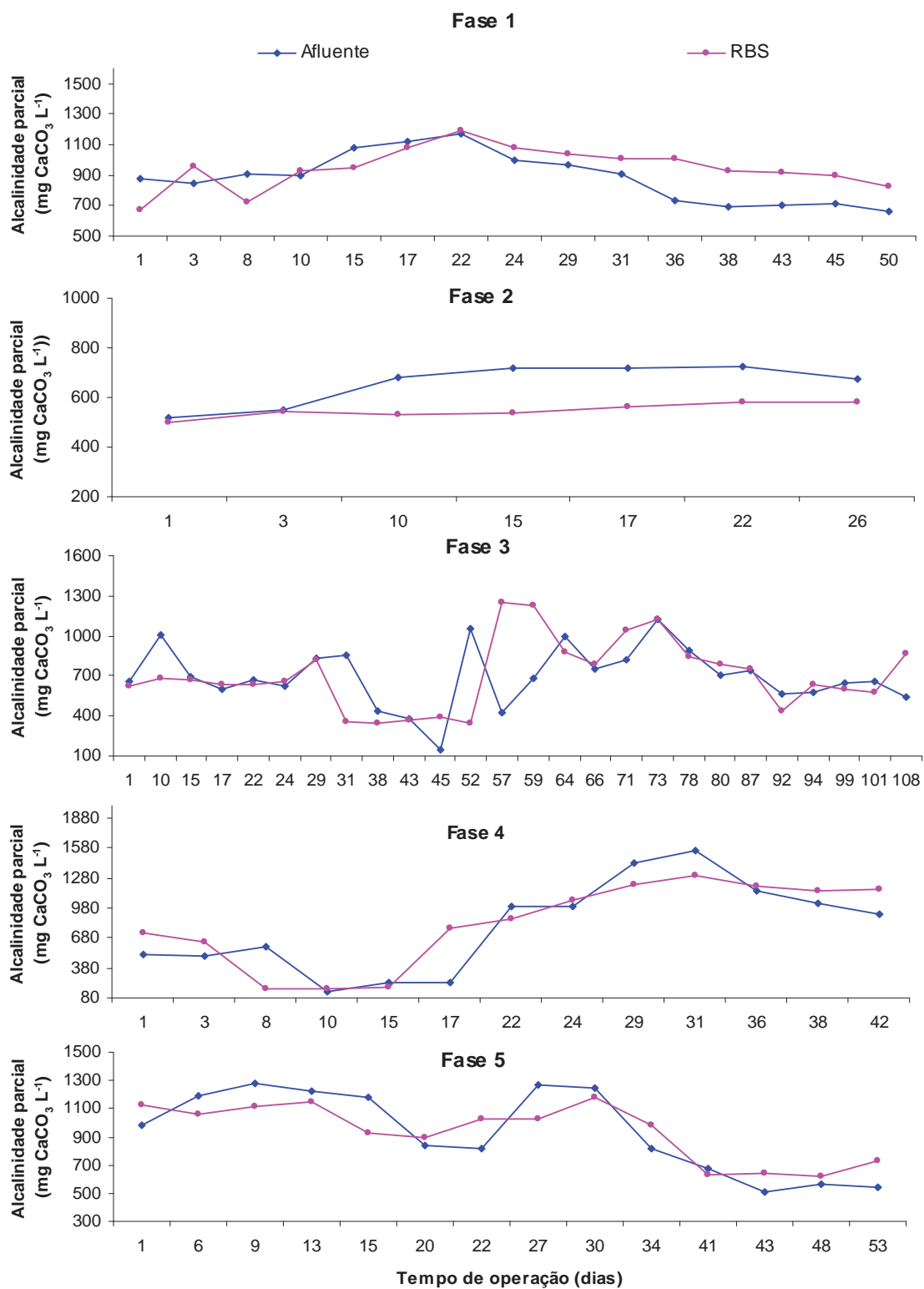


FIGURA 39. Variação da alcalinidade parcial (AP) do afluente e efluente do RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.

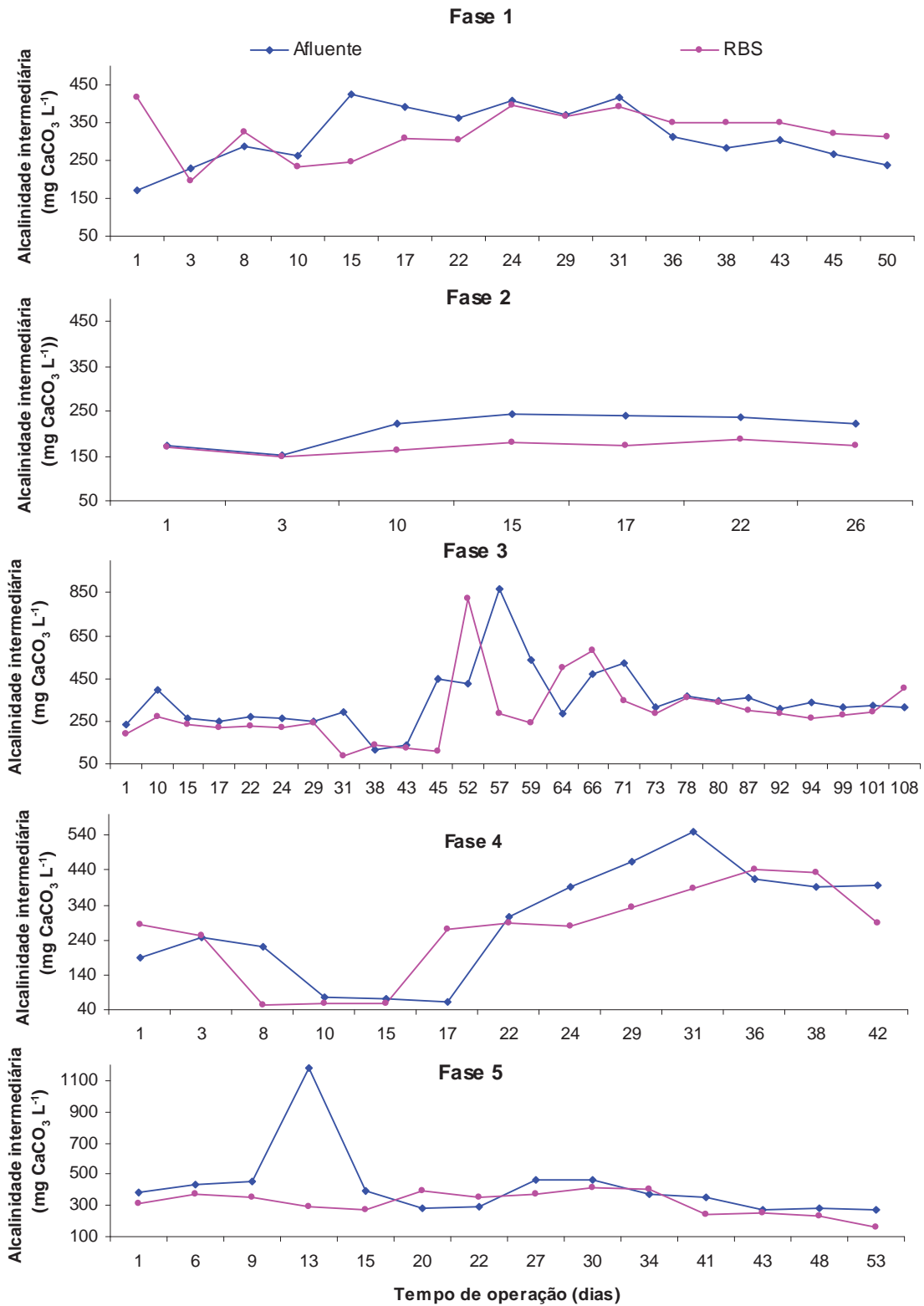


FIGURA 40. Variação da alcalinidade intermediária (AI) do afluente e efluente do RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.

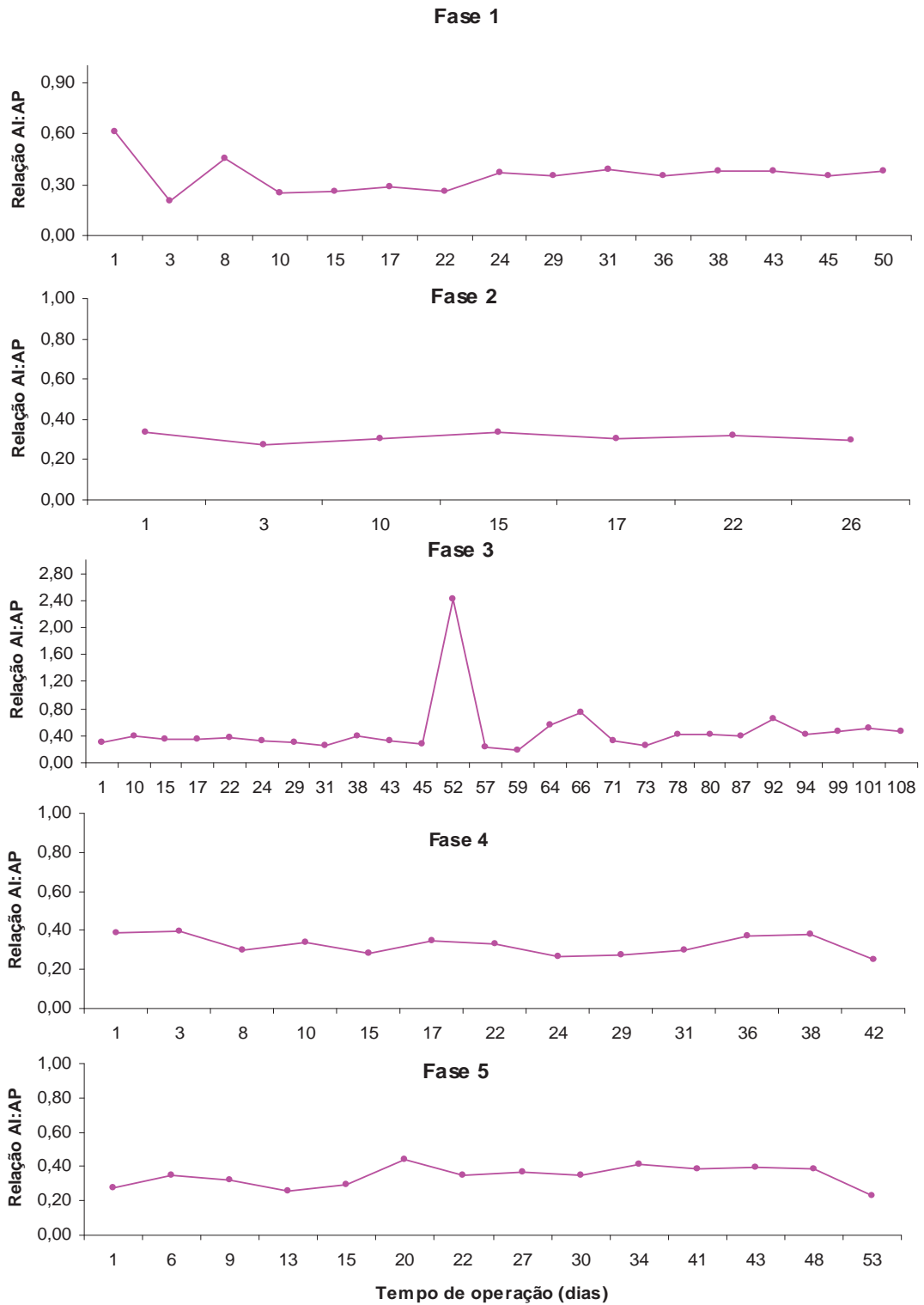


FIGURA 41. Variação da relação AI:AP no RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.

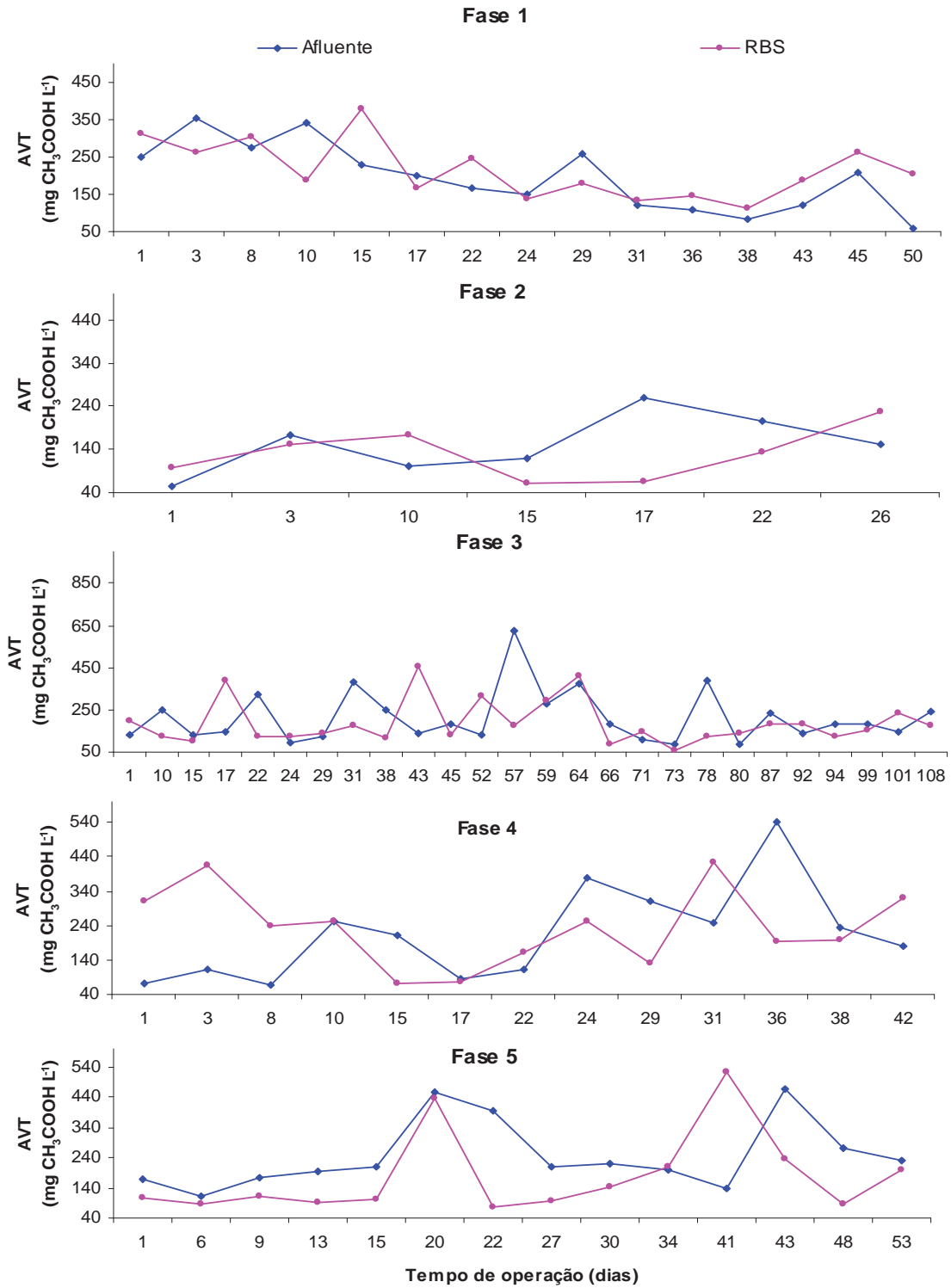


FIGURA 42. Variação da concentração de ácidos voláteis totais (AVT) no afluentes e efluente do RBS durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.

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

4.1.6.1 Reatores UASB (R1 e R2)

Na Tabela 36 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 I, nos três ensaios.

TABELA 36. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo da manta do reator 1 (R1), conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.

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	61469	33281	44558b	29500	43885ab	28030ab	3618b	1771b	3629b	1586b
2	64377	35335	48589ab	30177	35913b	23118b	12046b	7940b	3068b	1945b
3	57443	33565	54390a	32496	47769a	29019a	32407a	20987a	16209a	10528a
CV (%)	14,0	15,4	16,2	21,5	24,6	24,8	63,1	62,3	134,2	142,0
Teste F	2,73ns	0,59ns	4,55*	0,75ns	5,24**	3,44*	19,60**	20,90**	5,87**	5,96**

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna 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).

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 57443 a 64377 mg L⁻¹ e de 33281 a 35335 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 2, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 44558 a 54390 mg L⁻¹ e de 29500 a 32496 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 3, as médias variaram de 35913 a 47769 mg L⁻¹ para ST, e de 23118 a 29019 mg L⁻¹ para SV, nos três ensaios. No ponto 4, os valores médios de ST e SV variaram respectivamente de 3618 a 32407 mg L⁻¹, e de 1771 a 20987 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 5, os valores médios variaram de 3629 a 16209 mg L⁻¹ para ST e de 1586 a 10528 mg L⁻¹ para SV. No ponto 2 o menor valor de ST ocorreu no ensaio 1, e diferiu significativamente (p<0,05) do maior valor observado, no ensaio 3. Nos pontos 3, 4 e 5, os maiores valores médios de ST foram observados no ensaio 3, diferiram significativamente dos demais valores observados nos ensaios 1 e 2.

Na Tabela 37 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 três ensaios.

TABELA 37. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo da manta do reator 2 (R2), conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.

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	48824b	28192b	42552	29538	3874c	2799c	3868b	2723b	4493	3050
2	68193a	32498ab	47470	28887	26000b	16193b	19385a	12966a	8570	5628
3	69612a	36134a	48497	29904	44490a	27287a	16641ab	10883ab	6667	4216
CV (%)	22,5	22,4	14,3	18,4	41,3	41,9	92,5	93,9	60,4	66,0
Teste F	6,13**	3,26*	2,21ns	0,14ns	31,28**	28,75**	3,37*	3,19*	2,52ns	2,11ns

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna 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).

Para o R2 do conjunto I, no ponto 1, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 48824 a 69612 mg L⁻¹ e de 28192 a 36134 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 2, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 42552 a 48497 mg L⁻¹ e de 28192 a 36134 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 3, as médias variaram de 3874 a 44490 mg L⁻¹ para ST, e de 2799 a 27287 mg L⁻¹ para SV, nos três ensaios. No ponto 4, os valores médios de ST e SV variaram, respectivamente de 3868 a 19385 mg L⁻¹, e de 2723 a 12966 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 5, os valores médios variaram de 4493 a 8570 mg L⁻¹ para ST e de 3050 a 5628 mg L⁻¹ para SV. No ponto 1, o menor valor para ST e SV ocorreram no ensaio 1, e diferiram dos demais ensaios ao nível de 5 e 1% de probabilidade, respectivamente. No ponto 3 observaram-se para ST e SV, diferenças significativas entre todos os ensaios (p<0,05). No ponto 4, para ST e SV, os maiores valores médios observados no ensaio 2, diferiram significativamente (p<0,05) dos menores observados no ensaio 1.

Na Tabela 38 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 três ensaios.

TABELA 38. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo da manta do reator 1 (R1), conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.

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	42726a	28973ab	36073	25613	40857	26195	31082	19887	29861a	23556a
2	47946a	33907a	44421	32235	40323	29577	30475	22805	13856b	9369b
3	43802a	27840b	43406	27865	41293	26307	29878	19129	22374ab	14605ab
CV (%)	17,9	23,1	20,3	25,3	21,0	30,9	49,4	52,3	70,4	74,1
Teste F	1,50ns	3,24*	2,69ns	2,51ns	0,05ns	0,71ns	0,01*	0,49ns	3,34*	4,59*

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna 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).

Para o R1 do conjunto II, no ponto 1, os valores de ST e SV variaram respectivamente, de 42726 a 47946 mg L⁻¹ e de 27840 a 33907 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 2, os valores de ST e SV variaram, respectivamente, de 36073 a 44421 mg L⁻¹ e de 25613 a 32235 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 3, as médias variaram de 40323 a 41293 mg L⁻¹ para ST, e de 26195 a 29577 mg L⁻¹ para SV, nos três ensaios. No ponto 4, os valores médios de ST e SV variaram, respectivamente, de 29878 a 31082 mg L⁻¹, e de 19129 a 22805 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 5, os valores médios variaram de 13856 a 29861 mg L⁻¹ para ST e de 9369 a 23556 mg L⁻¹ para SV. Para SV, as médias diferiram entre ensaios somente nos pontos 1 e 2 (p<0,01) e para ST, somente no ponto 5 (p<0,05).

Na Tabela 39 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 três ensaios.

TABELA 39. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo da manta do reator 2 (R2), conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.

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	49451	31030	51159ab	36724a	41600	27934	47780	35647a	36117a	24899a
2	63028	35167	54016a	37854a	49315	33503	38983	26841b	12158b	8621b
3	57568	30394	46450b	28626b	45646	29253	45916	29381ab	29799a	19218a
CV (%)	32,2	32,6	10,3	20,1	18,3	23,7	19,0	24,7	60,6	61,4
Teste F	1,38ns	0,90ns	8,96**	8,66**	2,23ns	2,05ns	3,31*	3,78*	8,71**	7,95**

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna 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).

Para o R2 do conjunto II, no ponto 1, os valores de ST e SV variaram respectivamente, de 49451 a 63028 mg L⁻¹ e de 30394 a 35167 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 2, os valores de ST e SV variaram respectivamente de 46450 a 54016 mg L⁻¹ e de 28626 a 37854 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 3, as médias variaram de 41600 a 49351 mg L⁻¹ para ST, e de 27934 a 33503 mg L⁻¹ para SV, nos três ensaios. No ponto 4, os valores médios de ST e SV variaram, respectivamente, de 38983 a 47780 mg L⁻¹, e de 26841 a 35647 a 26841 mg L⁻¹ nos três ensaios. No ponto 5, os valores médios variaram de 12158 a 36117 mg L⁻¹ para ST e de 8621 a 24899 mg L⁻¹ para SV. Para ST, as médias diferiram significativamente entre ensaios somente nos pontos 2 e 5 (p<0,05) e para SV, somente nos pontos 2 (p<0,05), 4 (p<0,01) e 5 (p<0,05).

4.1.6.2 Reator RBS

Na Tabela 40 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 cinco fases.

TABELA 40. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (CV), do lodo do reator RBS, do conjunto II, durante as fases 1, 2, 3, 4 e 5.

Fase	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Ponto 4	
	ST	SV	ST	SV	ST	SV	ST	SV
	mg L ⁻¹							
1	7961	5360	6989	5134ab	3419	2088	3369	1878
2	8788	6415	7869	5678ab	4301	3018	4094	2866
3	7263	4905	9089	6739a	4239	2723	2819	1852
4	7434	4903	8341	5432ab	3131	1631	2807	2179
5	8411	4406	7652	3403b	4612	2889	3439	2274
CV (%)	34,5	44,5	31,5	43,3	28,3	33,5	32,4	43,4
Teste F	0,32ns	0,98ns	0,64ns	3,30*	1,85ns	2,28ns	1,33ns	1,21ns

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna 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).

No RBS os valores médios de sólidos (ST e SV) no ponto 1, para ST e SV variaram respectivamente de 7263 a 8788 mg L⁻¹ e de 4406 a 6415 mg L⁻¹ nas cinco fases. No ponto 2, os valores de ST e SV variaram, respectivamente, de 6989 a 9089 mg L⁻¹ e de 3403 a 6739 mg L⁻¹ nas cinco fases. No ponto 3, as médias variaram de 3131 a 4612 mg L⁻¹ para ST, e de 1631 a 3018 mg L⁻¹ para SV, nas cinco fases. No ponto 4, os valores médios de ST e SV variaram, respectivamente, de 2807 a 4094 mg L⁻¹, e de 1852 a 2866 mg L⁻¹ nas cinco fases. Foram detectadas diferenças significativas somente para o SV, no ponto 2 (p<0,05).

4.1.7 Macronutrientes e micronutrientes

4.1.7.1. Nitrogênio

4.1.7.1.1. Reatores UASB (R1 e R2)

Na Tabela 41 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am) e nitrogênio orgânico (N-org) no afluyente e efluentes, e valores médios de eficiência de remoção de NK e N-org obtidos nos reatores UASB R1 e R2, e no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) do conjunto I, durante os

ensaios 1, 2 e 3.

No afluente do conjunto I, os valores médios de NK foram de 733, 955 e 1166, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, não diferindo significativamente entre ensaios ($p > 0,05$)

TABELA 41. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.) e nitrogênio orgânico (N-org) no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E%), obtidas durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio com os reatores UASB (R1 e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), do conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	F	CV	
TDH (h)	R1	72	54	42	-	-	
	R2	28	21	16	-	-	
COV (kg DQO _{total} (m ³ d) ⁻¹)	R1	6,9	9,4	12,6	2,47ns	82	
	R2	0,7	0,9	1,2	3,27ns	65	
NK (mg L ⁻¹)	Afluente	733	955	1166	1,93 ns	57	
	R1	276	288	316	0,88 ns	30	
	R2	263	264	287	0,42 ns	36	
	E (%)	R1	53	67	67	2,05 ns	28
		R2	16	19	32	1,08 ns	109
R1+R2	61	61	68	0,49 ns	38		
N-am. (mg L ⁻¹)	Afluente	182	223	195	1,47 ns	35	
	R1	222	229	224	0,03 ns	37	
	R2	246	205	208	0,61 ns	44	
N-org. (mg L ⁻¹)	Afluente	551	731	971	2,24 ns	68	
	R1	53	59	92	2,79 ns	79	
	R2	17	58	79	3,21 ns	98	
	E (%)	R1	89	85	86	0,27 ns	18
		R2	58	52	59	0,25 ns	54
R1+R2	97	84	86	1,83 ns	19		

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).

As concentrações médias de NK no efluente do R1 foram de 276, 288 e 316

mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, não diferindo significativamente ($p>0,05$). As eficiências de remoção de NK no R1 variaram de 53 a 67%.

Os valores médios de NK no efluente do R2 foram de 263, 264 e 287 mg L⁻¹. As eficiências de remoção de NK no R2 variaram de 16 a 32%, sem diferenças significativas ($p>0,05$).

No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) as eficiências de remoção de NK variaram de 61 a 68%, nos três ensaios, sem diferenças significativas ($p>0,05$).

As concentrações médias de nitrogênio amoniacal (N-am) no afluente foram de 182, 223 e 195 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente. Nos efluentes do R1 e do R2 as concentrações foram, respectivamente, de 222, 229, e 224 mg L⁻¹, e de 246, 205 e 208 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3, sem diferenças significativas ($p>0,05$).

No afluente, os valores médios de nitrogênio orgânico (N-org) foram de 551, 731 e 971 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, não diferindo significativamente entre ensaios ($p>0,05$).

As concentrações médias de N-org no efluente do R1 diminuíram em relação ao afluente, para valores de 53, 59 e 92 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, não diferindo significativamente ($p>0,05$) entre os ensaios. As eficiências de remoção de N-org no R1 variaram de 85 a 89% nos três ensaios.

Os valores médios de N-org no efluente do R2 foram de 17, 58 e 79 mg L⁻¹. As eficiências de remoção de N-org no R2 variaram de 52 a 59%, sem diferenças significativas ($p>0,05$).

No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) as eficiências de remoção de N-org variaram de 84 a 97%, durante os três ensaios, sem diferenças significativas ($p>0,05$).

Na Tabela 42 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am) e nitrogênio orgânico (N-org) no afluente e efluentes, e valores médios de eficiência de remoção de NK e N-org obtidos nos reatores UASB (R1 e R2), e no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.

TABELA 42. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am.) e nitrogênio orgânico (N-org) no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E%), obtidas durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio com os reatores UASB (R1 e R2) e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), do conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		F	CV
TDH (h)	R1	72		54		42		-	-
	R2	15		11		9		-	-
COV (kg DQO _{total} (m ³ d) ⁻¹)	R1	7,5		8,0		9,8		0,75ns	79
	R2	1,6	ab	1,6	b	2,4	a	3,87*	63
NK (mg L ⁻¹)	Afluente	785		751		761		0,01ns	69
	R1	304		263		311		1,30ns	40
	R2	301		283		284		0,05ns	36
	R1	69		62		59		0,48ns	32
	R2	11		8		21		1,60ns	154
E (%)	R1+R2	54		61		57		0,45ns	37
N-am. (mg L ⁻¹)	Afluente	178		228		196		2,32ns	38
	R1	229		220		237		0,20ns	46
	R2	231		246		223		0,35ns	44
N-org. (mg L ⁻¹)	Afluente	607		522		564		0,15ns	88
	R1	75		43		73		2,78ns	87
	R2	69		37		61		2,30ns	95
	R1	90		86		79		0,85ns	23
	R2	39		33		38		0,19ns	83
E (%)	R1+R2	78		89		80		1,34ns	25

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).

No afluente do conjunto II, os valores médios de NK foram de 785, 751 e 761 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, não diferindo significativamente entre ensaios (p>0,05).

As concentrações médias de NK no efluente do R1 foram de 304, 263 e 311 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, não diferindo significativamente (p>0,05). As eficiências de remoção de NK no R1 variaram de 59 a 69%.

Os valores médios de NK no efluente do R2 foram de 301, 283 e 284 mg L⁻¹. As eficiências de remoção de NK no R2 variaram de 8 a 21%, sem diferenças significativas ($p > 0,05$).

No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) as eficiências de remoção de NK variaram de 54 a 61%, nos três ensaios, sem diferenças significativas ($p > 0,05$).

As concentrações médias de nitrogênio amoniacal (N-am) no afluente foram de 178, 228 e 196 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Nos efluentes do R1 e do R2 as concentrações foram respectivamente, de 229, 220, e 237 mg L⁻¹, e de 231, 246 e 223 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3 sem diferenças significativas ($p > 0,05$).

No afluente, os valores médios de nitrogênio orgânico (N-org) foram de 607, 522 e 564 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, não diferindo significativamente entre ensaios ($p > 0,05$).

As concentrações médias de N-org no efluente do R1 diminuíram consideravelmente em relação ao afluente, para valores de 75, 43 e 73 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, não diferindo significativamente ($p > 0,05$). As eficiências de remoção de N-org no R1 variaram de 79 a 90% nos três ensaios.

Os valores médios de N-org no efluente do R2 foram de 69, 37 e 61 mg L⁻¹. As eficiências de remoção de N-org no R2 variaram de 33 a 39%, sem diferenças significativas ($p > 0,05$).

No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) as eficiências de remoção de N-org variaram de 78 a 89%, durante os três ensaios, sem diferenças significativas ($p > 0,05$).

4.1.7.1.2. RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS)

Na Tabela 43 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am) e nitrogênio orgânico (N-org) no afluente e efluente do RBS, e das concentrações de nitrogênio total (NT), nitrato (N-NO₃⁻), nitrito (N-NO₂⁻) e oxigênio dissolvido, e temperatura no momento do descarte, do efluente do RBS, bem como as eficiências de remoção para cada atributo no reator aeróbio e sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio, obtidos durante as fases 1 a 5.

TABELA 43. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N-am), nitrogênio orgânico (N-org), no afluente e efluente, e de nitrogênio total (NT), nitrato (N-NO₃), nitrito (N-NO₂), oxigênio dissolvido (OD) e temperatura aferida (C°) no efluente e eficiências de remoção (E) de NK, N-am, N-org e NT, obtidas durante a operação do reator RBS do sistema de tratamento anaeróbio-aeróbio, conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.

Atributos	TDH	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	F	CV	
		240	240	180	240	180	---	---	
	COV ⁽¹⁾	0,08 a	0,02 b	0,08 a	0,06 ab	0,08 a	3,74**	52	
NK (mg L ⁻¹)	Afl. RBS	301	212	302	299	270	2,40ns	35	
	Efl. RBS	308 a	172 b	263 ab	272 ab	258 ab	2,97*	33	
	E (%)	RBS	18	25	23	24	28	0,28ns	78
		R1+R2+RBS	57	46	62	56	73	1,13ns	38
N-am (mg L ⁻¹)	Afl. RBS	231	191	260	210	235	0,89ns	43	
	Efl. RBS	259	153	226	210	241	2,06ns	38	
	E (%)	RBS	5	24	31	33	24	1,59ns	74
		R1+R2+RBS	---	27	37	24	19	1,15ns	67
N-org (mg L ⁻¹)	Afl. RBS	69 ab	21 b	41 b	88 a	35 b	4,03**	89	
	Efl. RBS	49 ab	18 b	36 ab	61 a	16 b	4,76**	83	
	E (%)	RBS	64	50	58	83	49	1,61ns	46
		R1+R2+RBS	96	84	90	85	89	0,92ns	13
NT (mg L ⁻¹)	Efl. RBS	314	222	283	281	270	1,39ns	29	
	E (%)	RBS	22	14	24	23	25	0,27ns	70
		R1+R2+RBS	56	40	59	55	72	1,14ns	41
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	Efl. RBS	5,2 a	3,9 a	2,3 b	3,7 a	5,0 a	14,96**	38	
N-NO ₂ (mg L ⁻¹)	Efl. RBS	0,9 c	46,2 a	17,8 b	5,2 c	6,6 bc	18,64**	83	
OD (mg L ⁻¹)	Efl. RBS	1,2	1,4	1,1	0,8	0,9	1,21ns	64	
T °C	Efl. RBS	26,8 b	31,0 a	23,8 c	29,7 a	28,9 ab	25,64**	9	
Vazão de ar (m ³ h ⁻¹)	RBS	1,77	1,87	1,85	1,94	2,02	1,46ns	17	

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).

⁽¹⁾COV: kg DQOtotal (m³ d)⁻¹.

No afluente do RBS, os valores médios de NK foram de 301, 212, 302, 299 e 270 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, não diferindo significativamente entre

ensaios ($p>0,05$).

As concentrações médias de NK no efluente do RBS foram de 308, 172, 263, 272, e 258 mg L^{-1} nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, sendo que o maior valor foi observado no ensaio 1, e diferiu significativamente ($p<0,05$) do menor, observado no ensaio 2. As eficiências de remoção de NK no RBS variaram de 18 a 28%, e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS), variaram de 46 a 73% nas cinco fases, sem diferenças significativas ($p>0,05$).

As concentrações médias de nitrogênio amoniacal (N-am) no afluente do RBS foram de 231, 191, 260, 210 e 235 mg L^{-1} nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e no efluente do RBS as concentrações foram de 259, 153, 226, 210 e 241 mg L^{-1} nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e não houve diferenças significativas ($p>0,05$).

Os valores médios de eficiência de remoção para nitrogênio amoniacal no RBS variaram de 5 a 33% nas cinco fases, e não diferiram estatisticamente ($p>0,05$). No sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) as eficiências variaram de 19 a 37% nas cinco fases, e não houve diferença significativa ($p>0,05$).

Os teores de nitrogênio orgânico (N-org) no afluente do RBS foram de 69, 21, 41, 88 e 35 mg L^{-1} nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, com a maior média, obtida na fase 4 diferindo das médias das fases 2, 3 e 5 ($p<0,05$). As eficiências de remoção de N-org no RBS variaram de 50 a 83%, e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) variaram de 84 a 96% nas cinco fases, sem diferenças significativas ($p>0,05$).

As concentrações de NT no efluente do RBS variaram de 222 a 314 mg L^{-1} e não houve diferença significativa ($p>0,05$). As eficiências de remoção de NT no RBS variaram de 14 a 25%, e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) variaram de 40 a 72% nas cinco fases, sem diferenças significativas ($p>0,05$).

Os valores médios de nitrato e nitrito no efluente do RBS, foram respectivamente de 5,2; 3,9; 2,3; 3,7; e 5,0 e de 0,9; 46,2; 17,8; 5,2 e 6,6 mg L^{-1} , nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, sendo que para teores de nitrato, o menor valor obtido no ensaio 3, diferiu dos demais ($p<0,05$) e para teores de nitrito, os valores diferiram entre os cinco ensaios ($p<0,05$).

O oxigênio dissolvido (OD) variou de 0,8 a 1,4 mg L⁻¹ nas cinco fases, não diferindo significativamente entre ensaios (p>0,05).

As temperaturas do efluente no momento do descarte sofreram influência das temperaturas do ar e ainda da insolação direta sobre o tanque de polietileno nos momentos que antecederam o descarte. As médias variaram de 23,8 a 31,0 °C, e diferiram significativamente (p<0,05).

4.1.7.2. Fósforo

4.1.7.2.1. Reatores UASB (R1 e R2)

Na Tabela 44 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de fósforo total (P-total) no afluente e nos efluentes, e valores médios de eficiência de remoção obtidos nos reatores UASB (R1 e R2), e no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.

TABELA 44. 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), no conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	F	CV			
TDH (h)	R1	72	54	42	-	-			
	R2	28	21	16	-	-			
COV (kg DQO _{total} (m ³ d) ⁻¹)	R1	6,9	9,4	12,6	2,47ns	82			
	R2	0,7	0,9	1,2	3,27ns	65			
P-total (mg L ⁻¹)	Afluente	781	478	755	4,66ns	60			
	R1	302	a	164	b	294	a	14,32**	43
	R2	286	a	154	b	274	a	18,11**	38
E (%)	R1	58		60		56		0,28 ns	30
	R2	13	ab	29	a	12	b	4,42*	85
	R1+R2	59		64		58		0,79 ns	28

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).

No conjunto I, os valores médios da concentração de P-total no afluente foram de

781, 478 e 755 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, e não houve diferença significativa ($p > 0,05$).

No efluente do R1, os valores médios da concentração de P-total foram de 302, 164 e 294 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, e não diferiram significativamente ($p > 0,05$).

No efluente do R2 as médias da concentração de P-total foram de 286, 154 e 274 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, e diferiram significativamente, com o menor valor ocorrendo no ensaio 2 e os maiores nos ensaios 1 e 3 ($p < 0,05$).

No R1 e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) as eficiências de remoção de P-total variaram respectivamente de 56 a 60% e de 58 a 64% nas cinco fases, sem diferenças significativas entre ensaios para o R1 e para o sistema (R1+R2) ($p > 0,05$). No R2 os valores médios de eficiência de remoção de P-total variaram de 12 a 29%, diferindo significativamente entre os ensaios ($p < 0,05$), com o maior valor ocorrendo no ensaio 2, e o menor no ensaio 3 ($p < 0,05$).

Na Tabela 45 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de fósforo total (P-total) no afluente e nos efluentes, e valores médios de eficiência de remoção obtidos nos reatores UASB (R1 e R2), e no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) do conjunto II, durante os ensaios 1, 2 e 3.

No conjunto II, os valores médios da concentração de P-total no afluente foram de 552, 442 e 887 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$), com o maior valor ocorrendo no ensaio 3, e o menor no ensaio 2 ($p > 0,05$).

No efluente do R1, os valores médios da concentração de P-total foram de 235, 164 e 414 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, e diferiram significativamente ($p > 0,01$), com a maior média observada no ensaio 3, diferindo das demais ($p < 0,05$).

No efluente do R2 as médias da concentração de P-total foram de 204, 155 e 327 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, e diferiram significativamente ($p > 0,01$), com a maior média observada no ensaio 3 diferindo das demais ($p < 0,05$).

As eficiências de remoção de P-total no R1, R2 e sistema de tratamento

combinado (R1+R2+RBS) variaram, respectivamente de 53 a 59%, de 15 a 35%, e de 58 a 60% nas cinco fases, sem diferenças significativas entre ensaios ($p>0,05$).

TABELA 45. 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), no conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		F	CV
TDH (h)	R1	72		54		42		-	-
	R2	15		11		9		-	-
COV (kg DQO _{total} (m ³ d) ⁻¹)	R1	7,5		8,0		9,8		0,75ns	79
	R2	1,6	ab	1,6	b	2,4	a	3,87*	63
P-total (mg L ⁻¹)	Afluente	552	ab	442	b	887	a	6,22**	79
	R1	235	b	164	b	414	a	15,08**	65
	R2	204	b	155	b	327	a	10,01**	66
E (%)	R1	53		59		53		0,79 ns	34
	R2	15		35		30		2,82 ns	79
	R1+R2	58		60		60		0,05 ns	33

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).

4.1.7.2.2. RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS)

Na Tabela 46 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de fósforo total (P-total) no afluente e efluente do RBS, e as eficiências de remoção no reator aeróbio (RBS) e sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio, obtidos durante as fases 1 a 5.

No afluente do RBS, os valores médios de P-total foram de 204, 92, 171, 440 e 221 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e houve diferença significativa entre ensaios ($p<0,01$), com o maior valor ocorrendo na fase 4 ($p>0,05$).

As concentrações médias de P-total no efluente do RBS foram de 199, 88, 132, 154, e 162 mg L⁻¹ nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, diferindo significativa entre ensaios ($p<0,01$), com o maior valor ocorrendo na fase 1, e o menor na fase 2 ($p<0,05$).

TABELA 46. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de P-total, no afluyente e efluente do RBS, e das eficiências de remoção (E) no RBS e no sistema tratamento combinado anaeróbio-aeróbio, conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.

		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	F	CV					
TDH (h)	RBS	240	240	180	240	180	-	-					
COV⁽¹⁾	RBS	0,08	a	0,02	b	0,08	a	0,06	ab	0,08	a	3,74**	52
(mg L⁻¹)	Afl. RBS	204	b	92	b	171	b	440	a	221	b	11,20**	59
P-total	Efl. RBS	199	a	88	c	132	bc	154	ab	162	ab	11,04**	29
	RBS	13	b	26	ab	31	ab	58	a	51	a	8,13**	52
E (%)	R1+R2+RBS	58	bc	44	c	67	ab	82	a	59	bc	5,07**	30

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).

⁽¹⁾COV: kg DQOtotal (m³ d)⁻¹.

As eficiências médias de remoção de P-total no RBS variaram de 13 a 58% nas cinco fases, diferindo significativamente entre as fases (p<0,01). No sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS), as eficiências médias de remoção de P-total variaram de 44 a 82% nas cinco fases, e diferiram significativamente (p>0,05).

4.1.7.3. Cálcio, potássio, magnésio e sódio

4.1.7.3.1. Reatores UASB (R1 e R2)

Na Tabela 47 estão apresentados os valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e sódio (Na) no afluyente e efluentes, e respectivos valores médios de eficiência de remoção obtidos nos reatores UASB (R1 e R2), e no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) do conjunto I, durante os ensaios 1, 2 e 3.

As concentrações de cálcio no afluyente foram de 264, 335 e 185 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, com o menor valor médio no ensaio 3, diferindo do maior, obtido no ensaio 2 (p<0,05). No efluente do R1, os valores médios variaram de 39 a 56 mg L⁻¹, e não diferiram significativamente (p>0,05). No efluente do R2, os valores médios variaram de 32 a 55 mg L⁻¹, com a maior média, no ensaio 1, diferindo significativamente das demais (p<0,05).

As eficiências de remoção de cálcio no R1, no R2 e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) variaram, respectivamente, de 71 a 78%, de 14 a 44% e de 74 a 82%, sem diferenças significativas entre ensaios para R1, R2 e R1+R2 ($p>0,05$).

Os valores médios das concentrações de potássio no afluente variaram de 71 a 102 mg L⁻¹ nos três ensaios, e não houve diferença significativa entre ensaios ($p>0,05$). No efluente do R1, as variações foram de 57 a 139 mg L⁻¹, nos três ensaios, e com diferença significativa ($p<0,05$). No ensaio 1 ocorreu a maior média, e no ensaio 2, a menor média. No efluente do R2 os valores variaram de 49 a 107 mg L⁻¹, com a maior média, observada no ensaio 1, diferindo significativamente das demais ($p<0,05$).

As eficiências de remoção de potássio no R1 foram de 44 e 36%, nos ensaios 2 e 3, sem diferença significativa ($p>0,05$). No R2, as eficiências de remoção variaram de 22 a 32%, não diferindo significativamente ($p>0,05$). No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) as eficiências de remoção de K foram de 51 e 43% nos ensaios 2 e 3, sem diferença significativa ($p>0,05$).

As concentrações de magnésio no afluente variaram de 67 a 176 mg L⁻¹, nos três ensaios, com o maior valor no ensaio 1, diferindo dos demais ($p>0,01$). No R1 e R2, os valores variaram respectivamente de 16 a 89 mg L⁻¹ e de 14 a 49 mg L⁻¹, nos três ensaios, e acompanharam a variação no afluente, com o maior valor ocorrendo no primeiro ensaio ($p<0,05$).

As eficiências médias de remoção de magnésio variaram no R1, de 49 a 73%, com o menor valor no ensaio 1 diferindo do maior no ensaio 2 ($p<0,05$). No R2 e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), as eficiências de remoção de magnésio variaram, respectivamente, de 30 a 45%, e de 68 a 75%, nos três ensaios, e não houve diferenças significativas entre ensaios.

Os valores médios das concentrações de sódio no afluente foram de 96, 47 e 56 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, e não diferiram significativamente ($p>0,05$). No efluente do R1, os teores médios de sódio diferiram significativamente entre ensaios ($p<0,05$) com valores médios variando de 34 a 63 mg L⁻¹ nos três ensaios. No efluente do R2, os valores médios variaram de 34 a 45 mg L⁻¹ nos três ensaios, sem diferenças significativas ($p>0,05$).

TABELA 47. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores R1 e R2 e do sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+ R2), conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		F	CV	
TDH (h)	R1	72		54		42		-	-	
	R2	28		21		16		-	-	
COV (kg DQO _{total} (m ³ d ⁻¹))	R1	6,9		9,4		12,6		2,47ns	82	
	R2	0,7		0,9		1,2		3,27ns	65	
Ca (mg L ⁻¹)	Afluente	264		335		185		3,14ns	80	
	R1	56		44		39		1,98ns	45	
	R2	55	a	35	b	32	b	4,81*	50	
	R1	78		78		71		0,83ns	24	
	E (%)	R2	14		32		44		2,85ns	62
		R1+R2	78		82		74		1,29ns	23
K (mg L ⁻¹)	Afluente	71		97		102		1,45ns	46	
	R1	139	a	57	c	87	b	18,11**	45	
	R2	107	a	49	b	67	b	14,57**	44	
	R1	---		44		36		1,95ns	43	
	E (%)	R2	22		32		31		1,07ns	57
		R1+R2	---		51		43		1,81ns	40
Mg (mg L ⁻¹)	Afluente	176	a	98	b	67	b	7,04**	71	
	R1	89	a	16	b	25	b	86,33**	49	
	R2	49	a	14	b	24	b	15,9**	71	
	R1	49	b	73	a	65	ab	6,12**	26	
	E (%)	R2	45		30		30		2,62ns	50
		R1+R2	72		75		68		1,04ns	24
Na (mg L ⁻¹)	Afluente	96		47		56		10,88ns	46	
	R1	63	a	34	c	44	b	13,99**	34	
	R2	45		34		39		0,81ns	57	
	R1	36		35		44		0,94ns	50	
	E (%)	R2	28		35		25		0,89ns	68
		R1+R2	53		39		37		1,26ns	58

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).

As eficiências de remoção de sódio no R1, R2 e (R1+R2) variaram respectivamente de 35 a 44%, de 25 a 35%, e de 37 a 53%, nos três ensaios, e não foram verificadas diferenças estatísticas ($p>0,05$).

No conjunto II, as concentrações de cálcio no afluente foram de 357, 211 e 215 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, com o maior valor médio no ensaio 1, diferindo significativamente dos menores, obtidos nos ensaios 2 e 3 ($p<0,05$). No efluente do R1, os valores médios foram de 174, 47 e 78 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, e diferiram significativamente ($p<0,01$). No efluente do R2, os valores médios variaram de 47 a 174 mg L⁻¹, com a maior média no ensaio 1, diferindo significativamente das demais ($p<0,01$) (Tabela 48).

As eficiências de remoção de cálcio no R1 foram de 52, 71 e 65%, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente, com o maior valor diferindo significativamente do menor ($p<0,05$). No R2 e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) as eficiências de remoção médias de cálcio variaram, respectivamente, de 26 a 33%, e de 56 a 70%, sem diferenças significativas entre ensaios para ambos, R2 e sistema R1+R2 ($p>0,05$).

Os valores médios das concentrações de potássio no afluente variaram de 83 a 131 mg L⁻¹ nos três ensaios, e não houve diferença significativa entre ensaios ($p>0,05$). No efluente do R1, as variações foram de 63 a 136 mg L⁻¹, nos três ensaios, e houve diferença significativa ($p<0,05$), com a maior média ocorrendo no ensaio 3, e a menor no ensaio 2 ($p<0,05$). No efluente do R2 os valores variaram de 51 a 154 mg L⁻¹, com a maior média, observada no ensaio 1, diferindo significativamente das demais ($p<0,05$).

As eficiências de remoção de potássio no R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) variaram de 22 a 40%, de 16 a 31% e de 31 a 37%, nos três ensaios, sem diferenças significativas ($p>0,05$).

As concentrações de magnésio no afluente variaram de 26 a 71 mg L⁻¹, nos três ensaios, com o menor valor no ensaio 1, diferindo dos demais ($p>0,05$). No R1 e R2, os valores variaram, respectivamente, de 17 a 55 mg L⁻¹ e de 15 a 75 mg L⁻¹, nos três ensaios, e para ambos o maior valor observado no ensaio 3, diferiu significativamente dos demais ($p>0,05$).

TABELA 48. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores R1 e R2 e do sistema de reatores UASB em dois estágios (R1+ R2), conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		F	CV	
TDH (h)	R1	72		54		42		-	-	
	R2	15		11		9		-	-	
COV (kg DQO _{total} (m ³ d ⁻¹))	R1	7,5		8,0		9,8		0,75ns	79	
	R2	1,6	ab	1,6	b	2,4	a	3,87*	63	
Ca (mg L ⁻¹)	Afluente	357	a	211	b	215	b	3,87*	72	
	R1	174	a	47	c	78	b	47,11**	47	
	R2	154	a	51	b	66	b	23,69**	64	
	E (%)	R1	52	b	71	a	65	ab	4,19*	30
		R2	26		30		33		0,23ns	78
		R1+R2	56		70		65		1,86ns	34
K (mg L ⁻¹)	Afluente	105		83		131		2,39ns	80	
	R1	91	ab	63	b	136	a	11,52**	61	
	R2	85	b	62	b	140	a	13,28**	62	
	E (%)	R1	22		40		30		2,61ns	66
		R2	16		25		31		1,85ns	69
		R1+R2	31		33		37		0,22ns	57
Mg (mg L ⁻¹)	Afluente	26	b	67	a	71	a	4,07*	84	
	R1	23	b	17	b	55	a	19,8**	74	
	R2	24	b	15	b	75	a	13,00**	122	
	E (%)	R1	69	a	68	a	44	a	4,92*	42
		R2	29	b	40	b	64	a	5,48**	53
		R1+R2	56		63		62		0,13 ns	48
Na (mg L ⁻¹)	Afluente	85	a	42	b	53	b	13,5**	46	
	R1	59	a	34	b	64	a	10,73**	51	
	R2	48	ab	37	b	58	a	6,37**	46	
	E (%)	R1	37		33		28		0,48ns	71
		R2	26		34		26		0,55ns	75
		R1+R2	48		32		32		1,99ns	61

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).

As eficiências médias de remoção de magnésio variaram no R1, de 44 a 69%, e não houve diferença significativa ($p>0,05$). No R2 as eficiências médias de remoção de magnésio variaram de 29 a 64%, com o maior valor observado no ensaio 3 diferindo dos obtidos nos demais ensaios ($p<0,05$). No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), as eficiências de remoção de magnésio variaram de 56 a 63%, nos três ensaios, e não houve diferenças significativas entre ensaios ($p>0,05$).

Os valores médios das concentrações de sódio no afluente foram de 85, 42 e 53 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, e diferiram significativamente ($p>0,01$). No efluente do R1, os teores médios de sódio diferiram significativamente entre ensaios ($p<0,01$) com valores médios variando de 34 a 64 mg L⁻¹ nos três ensaios. No efluente do R2, os valores médios variaram de 37 a 58 mg L⁻¹ nos três ensaios, com diferenças significativas entre ensaios ($p>0,01$).

As eficiências de remoção de sódio no R1, R2 e (R1+R2) variaram respectivamente, de 28 a 37%, de 26 a 34%, e de 32 a 48%, nos três ensaios, e não foram verificadas diferenças estatísticas ($p>0,05$).

4.1.7.3.2. RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS)

Para o RBS, as concentrações de cálcio no afluente foram de 154, 36, 54, 87 e 47 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, com o maior valor médio na fase 1, diferindo significativamente dos demais ($p<0,05$). No efluente do RBS, os valores médios foram de 67, 22, 32, 56 e 22 mg L⁻¹ nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p<0,01$) (Tabela 49).

As eficiências de remoção de cálcio no RBS foram de 57, 34, 39, 40 e 57%, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, sem diferenças significativas ($p<0,05$). No sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) as eficiências médias de remoção de cálcio foram de 80, 52, 81, 71 e 70%, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, com valores nas fases 1 e 3 significativamente maiores do que o valor da fase 2, e os valores das fases 4 e 5 não diferindo significativamente das fases 1, 2 e 3 ($p<0,05$).

TABELA 49. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), do afluente e efluente, e eficiências de remoção (E) do reator RBS e sistema de reatores anaeróbio-aeróbio, do conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.

		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	F	CV	
TDH (h)	RBS	240	240	180	240	180	-	-	
COV⁽¹⁾	RBS	0,08 a	0,02 b	0,08 a	0,06 ab	0,08 a	3,74**	52	
Ca	(mg L⁻¹)	Afl. RBS	154 a	36 b	54 b	87 b	47 b	13,70**	62
		Efl. RBS	67 a	22 b	32 b	56 a	22 b	34**	30
	E (%)	RBS	57 a	34 a	39 a	40 a	57 a	3,42*	40
		R1+R2+RBS	80 a	52 b	81 a	71 ab	70 ab	2,98*	26
k	(mg L⁻¹)	Afl. RBS	85 b	44 b	66 b	198 a	82 b	20,4**	49
		Efl. RBS	40 b	11 b	22 b	84 a	20 b	19,90**	63
	E (%)	RBS	50 b	76 a	63 ab	57 ab	73 a	4,92**	24
		R1+R2+RBS	63 ab	77 a	72 a	52 b	71 a	4,32**	21
Mg	(mg L⁻¹)	Afl. RBS	24 b	12 b	15 b	128 a	25 b	26,16**	91
		Efl. RBS	18 b	8 b	16 b	33 a	16 b	7,48**	56
	E (%)	RBS	22 b	34 b	27 b	76 a	42 b	11,84**	45
		R1+R2+RBS	66	44	70	63 a	65	1,51ns	36
Na	(mg L⁻¹)	Afl. RBS	48 b	31 b	39 b	77 a	40 b	11,07**	40
		Efl. RBS	42 ab	27 b	41 ab	52 a	29 b	6,26**	31
	E (%)	RBS	19	20	31	43	37	2,41ns	60
		R1+R2+RBS	54	27	40	29	43	2,94ns	44

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).

⁽¹⁾COV: (kg DQOtotal (m³ d)⁻¹).

Os valores médios das concentrações de potássio no afluente variaram de 44 a 198 mg L⁻¹ nas cinco fases, com o maior valor, na fase 4, diferindo significativamente dos demais (p<0,05). No efluente do RBS, as variações foram de 11 a 84 mg L⁻¹, nas cinco fases, e acompanharam as variações no afluente, com o maior valor na fase 4, diferindo dos demais (p<0,05).

As eficiências médias de remoção de potássio no RBS foram de 50, 76, 63, 57 e 73%, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, com diferenças significativas entre as fases (p<0,01). No sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) as eficiências

médias de remoção de potássio foram 63, 77, 72, 52 e 71%, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$), com as maiores médias ocorrendo nas fases 2, 3 e 5 ($p < 0,05$).

As concentrações de magnésio no afluente variaram de 12 a 128 mg L⁻¹, nas cinco fases, com o maior valor na fase 4 diferindo dos demais ($p > 0,05$). No efluente do RBS as concentrações de magnésio acompanharam as variações no afluente, com médias variando de 8 a 33 mg L⁻¹, nas cinco fases, diferindo significativamente o maior valor, obtido na fase 4, dos demais ($p < 0,05$).

As eficiências médias de remoção de magnésio variaram no RBS, de 22 a 76%, com a maior média ocorrendo na fase 4 ($p < 0,05$). No sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) as eficiências médias de remoção de magnésio variaram de 44 a 70% nas cinco fases, não diferindo significativamente ($p > 0,05$).

Os valores médios das concentrações de sódio no afluente foram de 48, 31, 39, 77 e 40 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$), com o valor maior ocorrendo na fase 4 ($p < 0,05$). No efluente do RBS as concentrações de sódio foram de 42, 27, 41, 52 e 29 mg L⁻¹ nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, diferindo significativamente entre ensaios ($p < 0,01$).

As eficiências de remoção de sódio no RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) variaram respectivamente de 19 a 43%, e de 27 a 54%, nas cinco fases, e não foram verificadas diferenças significativas ($p > 0,05$).

4.1.7.4. Cobre, ferro, manganês e zinco;

4.1.7.4.1. Reatores UASB (R1 e R2)

No conjunto I, as concentrações de cobre no afluente foram de 2,8 mg L⁻¹ nos ensaios 1 e 2, e de 3,4 mg L⁻¹ no ensaio 3 mg L⁻¹, e não houve diferenças significativas. No efluente do R1, os valores médios diminuíram para 0,5; 0,3 e 0,5 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, diferindo significativamente entre ensaios ($p < 0,01$). No efluente do R2, os valores médios foram de 0,3; 0,1 e 0,3 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, com a menor média, no ensaio 2, diferindo significativamente das demais ($p < 0,05$) (Tabela 50).

TABELA 50. Valores médios e coeficientes 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 sistema de tratamento em dois estágios (R1+ R2), do conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		F	CV	
TDH (h)	R1	72		54		42		-	-	
	R2	28		21		16		-	-	
COV (kg DQO _{total} (m ³ d) ⁻¹)	R1	6,9		9,4		12,6		2,47ns	82	
	R2	0,7		0,9		1,2		3,27ns	65	
Cu	(mg L ⁻¹)	Afluente	2,8		2,8		3,4		1,02 ns	58
		R1	0,5	ab	0,3	b	0,5	a	5,12**	58
		R2	0,3	a	0,1	b	0,3	a	20,27**	53
	E (%)	R1	82		83		84		0,08 ns	19
		R2	23	b	70	a	62	a	10,9**	39
		R1+R2	85		94		87		2,94 ns	12
Fe	(mg L ⁻¹)	Afluente	22,4		18,0		20,0		0,31ns	73
		R1	7,4	a	2,8	b	3,2	b	12,16**	67
		R2	4,8	a	1,4	b	3,2	ab	5,50**	114
	E (%)	R1	66		79		76		1,54ns	23
		R2	34		57		45		2,58ns	53
		R1+R2	79		88		80		2,82ns	16
Mn	(mg L ⁻¹)	Afluente	2,8		4,2		3,9		0,88ns	68
		R1	0,8	a	0,6	b	0,7	a	5,28**	34
		R2	0,6	ab	0,5	b	0,7	a	4,54*	37
	E (%)	R1	66		78		76		1,73ns	21
		R2	32		31		26		0,35ns	60
		R1+R2	73		78		75		0,27ns	24
Zn	(mg L ⁻¹)	Afluente	13,5		8,7		9,8		2,96ns	51
		R1	0,5		0,9		0,8		1,00ns	94
		R2	1,0	ab	0,5	b	1,2	a	7,33**	72
	E (%)	R1	96		88		88		1,85ns	11
		R2	---		55		40		1,48ns	51
		R1+R2	92	ab	92	a	84	b	5,04**	11

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).

As eficiências de remoção de cobre no R1, no R2 e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) variaram, respectivamente, de 82 a 84%, de 23 a 70% e de 85 a 94%, nos três ensaios. Somente no R2, as eficiências médias diferiram significativamente ($p < 0,01$), com o menor valor, no ensaio 1, diferindo dos demais ($p < 0,05$).

Os valores médios das concentrações de ferro no afluente variaram de 18,0 a 22,4 mg L⁻¹ nos três ensaios, e não houve diferença significativa entre ensaios ($p > 0,05$). No efluente do R1, as variações foram de 2,8 a 7,4 mg L⁻¹, nos três ensaios, e com diferença significativa ($p < 0,01$), no ensaio 1 ocorreu a maior média, e nos ensaios 2 e 3, as menores médias ($p < 0,05$). No efluente do R2 os valores variaram de 1,4 a 4,8 mg L⁻¹, diferindo significativamente entre ensaios ($p < 0,01$).

As eficiências de remoção de ferro no R1, R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) variaram respectivamente de 66 a 79%, de 34 a 57%, e de 79 a 88% nos três ensaios, e não houve diferenças significativas ($p > 0,05$).

As concentrações de manganês no afluente variaram de 2,8 a 4,2 mg L⁻¹, nos três ensaios, não diferindo significativamente ($p > 0,05$). No efluente do R1, as concentrações de manganês variaram de 0,6 a 0,8 mg L⁻¹, nos três ensaios, com o valor significativamente menor no ensaio 2 ($p < 0,05$). No efluente do R2, os valores médios variaram de 0,5 a 0,7 mg L⁻¹ nos três ensaios, diferindo significativamente entre os ensaios ($p < 0,05$).

As eficiências médias de remoção de manganês variaram no R1, R2, e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), respectivamente, de 66 a 78%, de 26 a 32, e de 73 a 78%, nos três ensaios, não ocorrendo diferenças significativas entre os ensaios ($p > 0,05$).

Os valores médios das concentrações de zinco no afluente foram de 13,5; 8,7 e 9,8 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, diferindo significativamente entre os ensaios pelo teste de Tukey ($p > 0,05$). No efluente do R1, os valores médios de zinco foram de 0,5; 0,9 e 0,8 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, não diferindo significativamente entre ensaios ($p > 0,05$). No efluente do R2, os valores médios foram de 1,0; 0,5 e 1,2 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, diferindo

significativamente entre os ensaios ($p > 0,01$).

As eficiências de remoção de zinco no R1 variaram de 88 a 96%, nos três ensaios, e não foram verificadas diferenças significativas ($p > 0,05$). No R2, não foi observada eficiência de remoção no ensaio 1, porém nos ensaios 2 e 3, os valores médios foram de 55 e 40%, respectivamente, e não diferiram significativamente ($p > 0,05$). No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), as eficiências de remoção variaram de 84 a 92%, diferindo significativamente ($p < 0,01$).

No conjunto II, as concentrações de cobre no afluente foram de 2,3; 2,5 e 2,8 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2, e 3, respectivamente, e não houve diferenças significativas ($p > 0,05$). No efluente do R1, os valores médios diminuíram para 0,7; 0,4 e 0,6 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, diferindo significativamente entre ensaios ($p < 0,01$). No efluente do R2, os valores médios foram de 0,6; 0,3 e 0,6 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, com a menor média, no ensaio 2, diferindo significativamente das demais ($p < 0,05$) (Tabela 51).

As eficiências de remoção de cobre no R1 variaram de 67 a 84%, nos três ensaios, diferindo significativamente ($p < 0,05$). As eficiências de remoção de cobre no R2 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) variaram, respectivamente, de 31 a 48%, e de 65 a 82% nos três ensaios, não diferindo significativamente entre os ensaios ($p > 0,05$) tanto no R2, como no sistema (R1+R2).

Os valores médios das concentrações de ferro no afluente variaram de 2,2 a 21,2 mg L⁻¹ nos três ensaios, com o menor valor, no ensaio 1, diferindo significativamente dos demais ($p < 0,05$). No efluente do R1, as variações foram de 2,6 a 8,5 mg L⁻¹, nos três ensaios, e diferindo significativamente ($p < 0,01$), e no ensaio 3 ocorreu a maior média, ($p < 0,05$). No efluente do R2 os valores de Fe variaram de 2,5 a 7,2 mg L⁻¹, nos três ensaios, diferindo significativamente entre ensaios ($p < 0,01$).

As eficiências de remoção de ferro no R1, variaram de 47 a 81%, nos três ensaios, diferindo significativamente ($p < 0,05$). No R2 variaram de 20 a 45%, nos três ensaios, e não houve diferenças significativas ($p > 0,05$). As eficiências de remoção de ferro no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) variaram de 48 a 80%, nos três ensaios, diferindo significativamente ($p < 0,05$).

TABELA 51. Valores médios e coeficientes 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 sistema de tratamento em dois estágios (R1+ R2), do conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.

		Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		F	CV	
TDH (h)	R1	72		54		42		-	-	
	R2	15		11		9		-	-	
COV (kg DQO _{total} (m ³ d) ⁻¹)	R1	7,5		8,0		9,8		0,75ns	79	
	R2	1,6	ab	1,6	b	2,4	a	3,87*	63	
Cu	(mg L ⁻¹)	Afluente	2,3		2,5		2,8		0,13ns	99
		R1	0,7	a	0,4	b	0,6	ab	5,22**	49
		R2	0,6	a	0,3	b	0,6	a	14,66**	49
	E (%)	R1	68	ab	84	a	67	b	3,85*	28
		R2	38		48		31		2,00ns	56
		R1+R2	65		82		66		3,16ns	33
Fe	(mg L ⁻¹)	Afluente	2,2	b	21,2	a	20,1	a	12,47**	72
		R1	2,6	b	3,2	b	8,5	a	9,44**	104
		R2	2,5	b	2,9	b	7,2	a	10,21**	92
	E (%)	R1	47	b	81	a	68	ab	4,81*	29
		R2	20		41		45		2,57ns	66
		R1+R2	48	b	80	a	69	ab	4,54*	27
Mn	(mg L ⁻¹)	Afluente	1,5		2,8		3,5		2,75ns	90
		R1	0,3	b	0,5	ab	0,8	a	4,27*	71
		R2	0,4		0,5		0,5		0,71ns	50
	E (%)	R1	66		75		73		0,62ns	27
		R2	---		45		47		0,05ns	59
		R1+R2	65		72		81		1,98ns	27
Zn	(mg L ⁻¹)	Afluente	10,2		9,7		9,8		0,07ns	43
		R1	1,0		0,9		1,2		0,60ns	102
		R2	0,9		0,8		1,0		0,20ns	80
	E (%)	R1	84		88		84		0,50ns	18
		R2	46		53		49		0,10ns	55
		R1+R2	88		90		87		0,64ns	11

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).

As concentrações de manganês no afluente variaram de 1,5 a 3,5 mg L⁻¹, nos três ensaios, não diferindo significativamente ($p > 0,05$). No efluente do R1, as concentrações médias de manganês variaram de 0,3 a 0,8 mg L⁻¹, nos três ensaios, diferindo significativamente ($p < 0,05$). No efluente do R2, os valores médios variaram de 0,4 a 0,5 mg L⁻¹ nos três ensaios, não diferindo significativamente entre os ensaios ($p > 0,05$).

As eficiências médias de remoção de manganês variaram no R1, R2, e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), respectivamente, de 66 a 75%, de 45 a 47%, e de 65 a 81%, nos três ensaios, não ocorrendo diferenças significativas entre os ensaios ($p > 0,05$).

Os valores médios das concentrações de zinco no afluente foram de 10,2; 9,7 e 9,8 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, não diferindo significativamente entre os ensaios ($p > 0,05$). No efluente do R1, os teores médios de zinco foram de 1,0; 0,9 e 1,2 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, não diferindo significativamente entre ensaios ($p > 0,05$). No efluente do R2, os valores médios foram de 0,9; 0,8 e 1,0 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, não diferindo significativamente entre os ensaios ($p > 0,05$).

As eficiências de remoção de zinco no R1, R2 e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) variaram respectivamente de 84 a 88%, de 46 a 53%, e de 87 a 90%, nos três ensaios, e não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$).

4.1.7.4.2. RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS)

Para o RBS, as concentrações de cobre no afluente foram de 0,6 mg L⁻¹ nas fases 1 e 2, de 0,2 mg L⁻¹ na fase 3, e de 0,7 mg L⁻¹ nas fases 4 e 5, e não diferiram significativamente ($p > 0,05$). No efluente, os valores médios foram de 0,2, 0,6, 0,3, 0,4 e 0,4 mg L⁻¹ nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,05$) (Tabela 52).

As eficiências de remoção de cobre no RBS foram de 65, 27, 70, 66 e 32%, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, sem diferenças significativas ($p < 0,05$). No sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) as eficiências médias de remoção de cobre

foram de 79, 88, 82 e 70%, nas fases 1, 3, 4 e 5, respectivamente, e não diferiram significativamente entre ensaios ($p>0,05$).

TABELA 52. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), e das eficiências de remoção (E) no reator RBS e sistema de tratamento combinado, do conjunto II, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5.

		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	F	CV						
TDH (h)	RBS	240	240	180	240	180	-	-						
COV ⁽¹⁾	RBS	0,08	a	0,02	b	0,08	a	0,06	ab	0,08	a	3,74**	52	
Cu	(mg L ⁻¹)	Afl. RBS	0,6	a	0,6	a	0,2	b	0,7	a	0,7	a	13,49**	49
		Efl. RBS	0,2	c	0,6	a	0,3	bc	0,4	b	0,4	ab	9,91*	42
	E (%)	RBS	65	a	27	a	70	a	66	a	32	a	6,02**	34
		R1+R2+RBS	79	a	---	-	88	a	82	a	70	a	1,84ns	21
Fe	(mg L ⁻¹)	Afl. RBS	2,5	b	1,9	b	3,2	b	10,8	a	3,8	b	14,07**	79
		Efl. RBS	0,8	b	1,0	b	1,5	b	3,1	a	1,3	b	10,3**	62
	E (%)	RBS	66	a	34	b	49	ab	68	a	63	ab	3,41*	39
		R1+R2+RBS	56	b	91	a	86	a	81	a	86	a	5,51**	23
Mn	(mg L ⁻¹)	Afl. RBS	0,4		0,4		0,5		0,6		0,5		0,96ns	53
		Efl. RBS	0,1		0,2		0,2		0,3		0,2		2,40ns	54
	E (%)	RBS	60		57		60		65		66		0,21ns	36
		R1+R2+RBS	86		85		86		79		85		0,42ns	19
Zn	(mg L ⁻¹)	Afl. RBS	0,9		0,3		0,9		1,1		0,9		1,25ns	79
		Efl. RBS	0,2		0,2		0,3		0,2		0,3		1,62ns	53
	E (%)	RBS	75		32		69		72		70		3,09ns	31
		R1+R2+RBS	99		97		94		96		96		0,37ns	7

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).

⁽¹⁾COV: (kg DQOtotal (m³ d⁻¹)).

Os valores médios das concentrações de ferro no afluente variaram de 1,9 a 10,8 mg L⁻¹ nas cinco fases, com o maior valor, na fase 4, diferindo significativamente dos demais ($p<0,05$). No efluente do RBS, as variações foram de 0,8 a 3,1 mg L⁻¹, nas cinco fases, e acompanharam as variações no afluente, com o maior valor na fase 4, diferindo dos demais ($p<0,05$).

As eficiências médias de remoção de ferro no RBS foram de 66, 34, 49, 68 e 63%, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, com diferenças significativas entre as fases ($p < 0,05$). No sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) as eficiências médias de remoção de ferro foram 56, 91, 86, 81 e 86%, nas fases 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$), com a menor média ocorrendo na fase 1 ($p < 0,05$).

As concentrações de manganês no afluente variaram de 0,4 a 0,6 mg L⁻¹, nas cinco fases, não diferindo entre ensaios ($p > 0,05$). No efluente do RBS as concentrações de manganês variaram de 0,1 a 0,3 mg L⁻¹, nas cinco fases, diferindo significativamente ($p < 0,05$).

As eficiências médias de remoção de zinco variaram no RBS, de 32 a 75%, e no sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS) de remoção de zinco foi de 94 a 99% nas cinco fases, não diferindo significativamente entre ensaios ($p > 0,05$), para ambos, RBS e sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS).

4.1.8. Coliformes totais e termotolerantes

Nos afluentes os valores de coliformes totais variaram de $1,6 \times 10^6$ a $2,6 \times 10^7$ NMP/100 mL, e de coliformes termotolerantes de $1,5 \times 10^6$ a $2,5 \times 10^7$ NMP/100 mL nos conjuntos I e II. Nos efluentes do R1, a menor contagem de coliformes totais de $7,9 \times 10^5$ NMP/100 mL, foram observadas no conjunto II, no ensaio 3. Nos efluentes do R2, o menor valor de $2,7 \times 10^5$ NMP/100 mL se repetiu no primeiro e terceiro ensaios, nos conjuntos I e II respectivamente, contagem alta ainda, se comparada à menor alcançada no RBS (Tabelas 53 e 54).

OLIVEIRA et al. (2008) operaram dois reatores UASB em série, com relação volumétrica $V_{R2} = 0,2 V_{R1}$, seguidos por reator em batelada alimentada seqüencial (RBS), no tratamento de águas residuárias de suinocultura, observaram redução para $2,0 \times 10^3$ NMP/100 mL no efluente do RBS, o qual atingiu eficiência de remoção de 95% de coliformes termotolerantes com ciclo operacional de 3 dias e tempo de reação aeróbia de 8 h.

TABELA 53. Valores médios do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção nos reatores R1 e R2, e no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2), do conjunto I, nos ensaios 1, 2 e 3.

Ensaio	Local de amostragem	Coliformes Totais		Coliformes Termotolerantes	
		(NMP/100mL)	Eficiência de Remoção (%)	(NMP/100mL)	Eficiência de Remoção (%)
1	Afluente	$6,2 \times 10^6$	---	$6,2 \times 10^6$	---
	R1	$1,7 \times 10^6$	62,7	$1,7 \times 10^6$	62,7
	R2	$2,7 \times 10^5$	66,1	$2,7 \times 10^5$	66,1
	R1 + R2	---	87,3	---	87,3
2	Afluente	$2,6 \times 10^7$	---	$2,5 \times 10^7$	---
	R1	$1,9 \times 10^6$	85,6	$1,8 \times 10^6$	78,5
	R2	$1,2 \times 10^6$	41,6	$1,2 \times 10^6$	36,9
	R1 + R2	---	92,4	---	88,6
3	Afluente	$5,9 \times 10^6$	---	$1,5 \times 10^6$	---
	R1	$5,7 \times 10^6$	3,4	$5,6 \times 10^5$	62,7
	R2	$1,2 \times 10^6$	78,9	$1,9 \times 10^5$	66,1
	R1 + R2	---	79,6	---	87,3

Com o TDH de 75 h no sistema (R1+R2), no conjunto I, com COV de 9,4 kg DQOtotal (m³ d)⁻¹ no R1, foi observada a maior eficiência de remoção de coliformes totais, de 92,4%. Para coliformes termotolerantes a maior remoção, de 89,5%, ocorreu no mesmo ensaio, porém no conjunto II, com o TDH de 65 h (R1+R2).

As eficiências de remoção no sistema anaeróbio-aeróbio chegaram a 98,1% para coliformes totais e 99,3% para termotolerantes, indicando que a inclusão do RBS aumentou significativamente a remoção de coliformes, não atingindo, porém, o limite de 4000 NMP/100 mL para que se permita o uso do efluente tratado na irrigação de culturas, conforme consta nas classes de uso de água doce estabelecidas na Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005), ficando abaixo, no entanto de 10⁵ NMP/100 mL, para que se permita a irrigação de culturas de maior porte, por meio de irrigação localizada, segundo as diretrizes para reúso da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006).

TABELA 54. Valores médios do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção dos reatores R1, R2 e RBS, bem como do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2), e do sistema de tratamento combinado (R1+R2+RBS), do conjunto II, nos ensaios 1, 2 e 3.

Ensaio	Local de amostragem	Coliformes Totais		Coliformes Termotolerantes	
		(NMP/100mL)	Eficiência de Remoção (%)	(NMP/100mL)	Eficiência de Remoção (%)
1	Afluente	2,8x10 ⁶	---	2,8x10 ⁶	---
	R1	2,4x10 ⁶	85,7	1,3x10 ⁶	53,6
	R2	1,2x10 ⁶	50,0	1,2x10 ⁶	7,7
	RBS	2,3x10 ⁵	80,8	2,3x10 ⁵	80,8
	R1 + R2	---	57,1	---	57,1
	R1 + R2 + RBS	---	91,8	---	91,8
2	Afluente	3,3x10 ⁶	---	3,3x10 ⁶	---
	R1	1,2x10 ⁶	67,3	9,4x10 ⁵	73,8
	R2	3,3x10 ⁵	59,7	2,8x10 ⁵	67,7
	RBS	5,4x10 ⁴	90,4	2,0x10 ⁴	91,9
	R1 + R2	---	77,9	---	89,5
	R1 + R2 + RBS	---	98,1	---	99,3
3	Afluente	1,6x10 ⁶	---	1,6x10 ⁶	---
	R1	7,9x10 ⁵	52,2	7,9x10 ⁵	52,2
	R2	2,7x10 ⁵	65,3	2,5x10 ⁵	68,4
	RBS	4,6x10 ⁴	83,4	3,1x10 ⁴	87,9
	R1 + R2	---	83,4	---	84,9
	R1 + R2 + RBS	---	97,2	---	98,2

4.2 Etapa II: Reúso

4.2.1 Experimento 1: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação de cobertura da cultura do sorgo

4.2.1.1 Produtividade e diagnose foliar

Na Tabela 55, estão apresentados os valores médios para a produtividade de grãos de sorgo observados em cada um dos tratamentos. A precisão experimental avaliada pelo coeficiente de variação (C.V.) foi de 17%. Os valores médios obtidos de 4140 kg/ha a 5074 kg/ha de rendimento de grãos, estiveram dentro da faixa de produtividade esperada de 4000 a 6000 kg/ha, com as doses de adubo indicadas pelo Boletim Técnico 100, a partir da análise de rotina de fertilidade do solo, para o cultivo de inverno do sorgo granífero, e foram superiores à produtividade média de 2287 kg/ha registrada no Brasil para o sorgo granífero (CONAB, 2009).

TABELA 55. Produtividade da cultura do sorgo adubada em cobertura com uréia, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Fonte de N	Dose	Produtividade (kg ha ⁻¹)
Testemunha	---	4300 a
Ureia	100%	4854 a
Efl. nitrificado	100%	4140 a
	200%	5074 a
Efl. amonificado	100%	4201 a
	200%	4332 a
DMS	---	1751,39
CV(%)	---	17,01

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A análise de variância da produtividade de grãos não indicou efeitos significativos, com a substituição da uréia em cobertura pelos efluentes tratados, nas doses aplicadas, o que se deve provavelmente à boa fertilidade do solo, que propiciou o fornecimento de nutrientes em quantidades adequadas, mesmo quando suprimida a adubação de cobertura.

CASAGRANDE (2000) avaliando o efeito de doses crescentes de N na cultura do sorgo safrinha, obteve produtividade de 4176 kg ha⁻¹ para dose de N de 60 kg ha⁻¹, semelhante à aplicada neste experimento, e de 3899 kg ha⁻¹ para a dose 0, atingindo produtividade máxima de 4345 kg ha⁻¹ para a dose de 90 kg ha⁻¹. O autor também não

observou diferença estatisticamente significativa entre os tratamentos pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Mesmo a produtividade da cultura do sorgo não sendo estatisticamente significativa, para as diferentes fontes e doses de N aplicadas, observa-se que, na dose de 100% da necessidade de N, o efluente amonificado proporcionou produtividade pouco maior, numericamente, que o nitrificado.

Considerando as produtividades obtidas, na dose de 200%, a adubação com o efluente parcialmente nitrificado promoveu a maior produtividade, e também o maior incremento de produtividade relativamente à dose 100%, indicando que maiores doses desse tipo de efluente podem resultar em efeitos significativos nos benefícios do seu uso como fertilizante.

De maneira geral, o aumento das doses de efluentes aplicados resultaram em maiores produtividades, e mesmo sem resultados estatísticos significativos, indica a necessidade de continuidade dos estudos, para verificar efeitos em longo prazo na produtividade do sorgo granífero.

Na Tabela 56, estão apresentados os valores médios da concentração de macronutrientes: N, P, K, Ca e Mg, em folhas de sorgo no período de florescimento para cada tratamento.

Os teores de N foliar permaneceram na faixa de 29,79 a 32,71 g/kg, não diferindo significativamente entre os tratamentos. Estes valores estão dentro da faixa de 25 e 35 g/kg preconizada como adequada (RAIJ e CAMARGO, 1997) para a cultura do sorgo, indicando que o solo foi capaz de suprir a necessidade de nitrogênio da cultura até o início do florescimento, mesmo quando suprimida a adubação nitrogenada de cobertura. A aplicação dos efluentes nas doses empregadas, não resultou em mudanças drásticas nos teores de N foliar, apesar dos maiores teores terem sido observados com o uso do efluente parcialmente nitrificado, possivelmente em virtude do conteúdo de N, na forma de nitrato, preferencialmente assimilável pelas plantas.

Os valores de P foliar, com médias de 1,85 a 2,19 g/kg, permaneceram próximos e na faixa indicada como adequada, de 2 a 4 g/kg, segundo RAIJ e CAMARGO (1997). Embora os valores de P foliar tenham aumentado numericamente com a elevação das

doses de 100 para 200%, em todos os tratamentos não foram detectadas diferenças significativas, apesar das grandes quantidades de P, de 19,5 a 95,9 kg/ha, aplicados no solo. Isso pode ser explicado pelo fato de que para valores de pH abaixo de 6 (Tabela 8), o P é mais suscetível à complexação com Fe e Al, tornando-se indisponível às plantas (MALAVOLTA, 1980). Por outro lado, a aplicação difusa dos efluentes na superfície do solo durante a adubação, pode também ter dificultado o contato íon-raiz, que no caso do P se dá principalmente por difusão, a curtas distâncias (MALAVOLTA, 1980). Portanto, a aplicação localizada dos efluentes, por exemplo, no sulco de semeadura, poderia resultar maiores benefícios à cultura, pelo maior aproveitamento do P aplicado.

TABELA 56. Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de sorgo no período do florescimento, adubado em cobertura com uréia, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Fonte de N	Dose	N	P	K	Ca	Mg
		----- $g\ kg^{-1}$ -----				
Testemunha	---	31,18	2,16	32,66 b	11,15 ab	7,54
Uréia	100%	29,98	1,92	31,72 b	9,87 b	6,88
Efl. nitrificado	100%	32,71	1,92	35,74 ab	10,50 ab	7,65
	200%	31,25	2,00	34,43 ab	9,80 b	8,02
Efl. amonificado	100%	29,79	1,85	34,63 ab	11,09 ab	7,45
	200%	28,78	2,19	40,79 a	13,39 a	9,15
<i>DMS</i>	---	5,82	0,92	6,93	3,18	2,57
<i>CV(%)</i>	---	8,29	20,98	8,63	12,63	14,42

*Médias seguidas de letras diferentes na coluna, diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os teores de K, de Ca e Mg na folha foram maiores do que os indicados como adequados, de 14 a 25; 2,5 a 6 e de 1,5 a 5 g/kg, respectivamente, segundo RAIJ e CAMARGO (1997). Isto pode ter ocorrido em virtude da adubação de semeadura, associada aos elevados teores desses nutrientes no solo antes da instalação do experimento. O teor de Ca, era 4 vezes maior que o limite de 7 mmol/dm³ interpretado como alto em análises de solo, e o teor de Mg era 1,5 vez maior do que o limite de 8 mmol/dm³ também interpretado como alto (VAN RAIJ et al. 1997). O K no solo estava

dentro da faixa de 3,1 a 6,0 mmol/dm³, que é interpretada como de alta concentração no solo.

O maior acréscimo de K foi observado para a maior dose do efluente amonificado, que forneceu 37,3 kg/ha de K em cobertura, e diferiu somente da testemunha com adubação sintética, e da testemunha sem adubação de cobertura. O efluente amonificado na menor dose, e o efluente parcialmente nitrificado nas duas doses aplicadas, forneceram para a cultura de 12,6 a 25,1 kg/ha de K em cobertura, e não resultaram em diferenças significativas relativamente às testemunhas.

Com o efluente amonificado na dose de 200% em cobertura, observou-se o maior acréscimo na concentração foliar de cálcio, diferindo significativamente do tratamento adubado com uréia em cobertura.

Observou-se que todos os micronutrientes analisados, Cu, Fe, Mn e Zn (Tabela 57), permaneceram dentro das faixas adequadas recomendadas por RAIJ e CAMARGO (1997), exceto o ferro, que apresentou concentrações acima das recomendadas, porém não foram verificados sintomas de toxicidade nas plantas. Com o efluente amonificado, todos os micronutrientes analisados apresentaram tendência de aumento dos seus teores nas folhas do sorgo granífero.

TABELA 57. Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de sorgo no período do florescimento, adubado em cobertura com uréia, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Fonte de N	Dose	Cu	Fe	Mn	Zn
		----- mg kg ⁻¹ -----			
Testemunha	---	14,58 a	162,09 a	48,56 a	25,48 a
Ureia	100%	13,80 a	179,70 a	49,34 a	25,34 a
Efl. nitrificado	100%	17,99 a	183,15 a	48,66 a	27,90 a
	200%	16,91 a	158,92 a	48,51 a	21,30 a
Efl. amonificado	100%	14,19 a	168,36 a	48,68 a	21,01 a
	200%	18,38 a	208,63 a	55,94 a	29,37 a
DMS	---	9,46	65,61	10,99	10,91
CV(%)	---	25,80	16,16	9,58	18,97

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4.2.2 Experimento 2: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação da cultura do milho, cultivada em Latosolo Vermelho eutrófico

4.2.2.1 Avaliações na planta: produtividade e diagnose foliar

Na Tabela 58 estão apresentados os valores médios de produtividade de grãos observados em cada um dos tratamentos. O coeficiente de variação foi de 11%, e os valores médios de rendimento de grãos foram de 7099 a 8433 kg/ha. Estes valores foram acima da produtividade esperada de 4000 a 6000 kg/ha, o que se deve provavelmente ao elevado número de plantas por hectare.

Assim como observado para a cultura do sorgo, na cultura do milho, mesmo com elevada densidade de plantas e a substituição, também, da adubação de semeadura, não foram observadas diferenças significativas no rendimento de grãos, com o uso dos efluentes tratados e do dejetos bruto para adubação de semeadura e cobertura. Isso se deveu provavelmente à boa fertilidade do solo obtida após a calagem, que propiciou o fornecimento de nutrientes em quantidades adequadas, mesmo quando suprimida a adubação de cobertura.

TABELA 58. Produtividade de milho na safra 2008/2009, adubado com fertilizante mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Adubação	Produtividade (kg ha⁻¹)
Testemunha	7498 a
Mineral	8433 a
Dej. Bruto	7867 a
Efl. amonificado	7099 a
Efl. nitrificado	7143 a
<i>DMS</i>	1625,78
<i>CV(%)</i>	11,00

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para a produtividade, porém, a adubação mineral propiciou valor médio numericamente maior que os outros tratamentos.

SEIDEL et al. (2010) cultivando milho em Latossolo Vermelho distroférico, em sistema de semeadura direta, obteve rendimento de grãos crescentes de 7088, 7372, 8284 e 8339 kg/ha, para doses de dejetos de suínos bruto, respectivamente, de 20, 30, 40 e 50 m³/ha, no plantio, e 20 m³/ha em cobertura. O autor não detectou diferença significativa para os tratamentos e nem em relação à testemunha com adubação mineral, concluindo que o dejetos foi eficaz quanto à substituição dos fertilizantes químicos.

Na Tabela 59 estão apresentados os valores médios dos teores foliares no milho, na fase de pendramento, safra 2008/2009, com adubação mineral, dejetos de suínos bruto, dejetos de suínos tratados em reatores UASB de dois estágios (amonificado) e pós-tratado aerobiamente em reator RBS (nitrificado).

TABELA 59. Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho na fase de pendramento, safra 2008/2009, adubado com fertilizante mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Adubação	N	P	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----				
Testemunha	33,92 a	2,08 a	32,74 a	11,32 a	5,98 a
Mineral	34,80 a	2,42 a	35,74 a	9,56 a	5,83 a
Dej. Bruto	34,66 a	2,43 a	40,80 a	10,20 a	5,94 a
Efl. amonificado	35,11 a	2,41 a	33,88 a	11,48 a	6,58 a
Efl. nitrificado	34,53 a	2,32 a	37,66 a	11,59 a	6,96 a
DMS	2,52	0,43	9,92	3,74	1,96
CV(%)	3,75	9,65	14,14	17,82	16,16

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os teores de N foliar permaneceram na faixa de 33,92 a 35,11 g kg⁻¹, e não diferiram significativamente, com baixo CV, de 3,75%. Esses teores estão dentro da

faixa de 27 a 35 g kg⁻¹, indicada como adequada para a cultura do milho de acordo com RAIJ e CAMARGO (1997). Assim, pode-se inferir que o solo foi capaz de suprir as necessidades de nitrogênio das plantas, visto que a testemunha sem adubação, embora com o menor valor numérico do teor foliar de N, também esteve dentro da faixa adequada citada.

O mesmo ocorreu com o teor foliar de P, que variou de 2,08 a 2,43 g kg⁻¹, em todos os tratamentos situando-se na faixa de 2,0 a 4,0 g kg⁻¹, considerada adequada por RAIJ e CAMARGO (1997). De forma similar ao nitrogênio, na testemunha sem adubação foi observado o menor valor de P foliar, embora sem diferença estatística significativa.

Os teores foliares de K variaram de 32,74 a 40,80 g kg⁻¹, não apresentando deficiências em relação à faixa adequada de 17 a 35 g kg⁻¹ (RAIJ e CAMARGO, 1997). Com o uso do dejetto bruto e efluente parcialmente nitrificado, observaram-se valores numericamente maiores e acima da faixa adequada, porém não diferiram significativamente entre si.

TABELA 60. Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho na fase de pendoamento, safra 2008/2009, adubado com fertilizante mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Adubação	Cu	Fe	Mn	Zn
	----- mg kg ⁻¹ -----			
Testemunha	16,59 a	186,65 a	48,70 a	19,35 a
Mineral	15,75 a	150,00 a	48,69 a	21,63 a
Dej. Bruto	19,42 a	149,77 a	53,49 a	18,69 a
Efl. amonificado	22,73 a	172,52 a	54,85 a	24,84 a
Efl. nitrificado	19,62 a	175,72 a	55,81 a	27,41 a
DMS	13,88	80,54	12,59	18,08
CV(%)	37,99	24,86	12,40	41,62

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os teores foliares de Ca e Mg, variaram de 9,56 a 11,59 g kg⁻¹ e de 5,83 a 6,96 g kg⁻¹, respectivamente. Estes valores estão acima das faixas de 2,5 a 8,0 g kg⁻¹ e 1,5 a

5,0 g kg⁻¹, indicadas como adequadas para o Ca e o Mg, respectivamente (RAIJ e CAMARGO, 1997).

Os valores médios dos teores foliares dos micronutrientes, Cu, Fe, Mn e Zn, estão apresentados na Tabela 60 e todas as médias permaneceram dentro das faixas adequadas recomendadas por RAIJ e CAMARGO (1997), de 6 a 20, 30 a 250, 20 a 200 mg/kg, e de 15 a 100 mg/kg, respectivamente.

4.2.2.2 Avaliações no solo: nitrogênio inorgânico

Na Tabela 61 estão apresentados os valores médios de nitrogênio inorgânico (N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻ + N-NH₄⁺), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e nítrico (N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻) na camada de 0-20 cm do solo, para cada tratamento, com amostragens no dia seguinte às adubações de semeadura e de cobertura, e posteriormente a cada 30 dias até à colheita.

Os coeficientes de variação permaneceram abaixo de 15% nos tratamentos (parcelas) e abaixo de 9% nas subparcelas (tempo, em DAS). Durante todo o experimento, os valores médios de nitrogênio inorgânico na testemunha permaneceram na faixa de 41,9 a 54,2 mg kg⁻¹ TSE, com variações das frações nítrica de 19,1 a 26,5 mg kg⁻¹ TSE e amoniacal de 22,8 a 30,8 mg kg⁻¹ TSE.

Para a adubação com uréia, os valores médios de N-inorgânico permaneceram na faixa de 43,4 a 73,5 mg kg⁻¹ TSE, com a maior amplitude de variação da fração nítrica ao longo do tempo dentre todos os tratamentos (19,8 a 36,7 mg kg⁻¹ TSE) e variação da fração amoniacal, de 23,7 a 41,6 mg kg⁻¹ TSE.

Com o dejetto bruto as médias de N-inorgânico permaneceram na faixa de 47,1 a 56,3 mg kg⁻¹ TSE, com variações das frações nítrica de 22,6 a 24,5 mg kg⁻¹ TSE e amoniacal de 24,5 a 31,9 mg kg⁻¹ TSE. A adubação com dejetto bruto apresentou as menores amplitudes de variação para N-inorgânico, N-nítrico e N-amoniacal dentre todos os tratamentos ao longo do tempo, o que se deve provavelmente à elevada participação da fração orgânica no teor de nitrogênio total, com liberação lenta do N para a solução do solo.

TABELA 61. Teores de nitrogênio inorgânico em LV eutrófico ao longo do cultivo de milho, no experimento 2, safra 2008/2009, após adubação mineral e com efluentes da suinocultura bruto e tratado em reatores anaeróbios e aeróbio.

Fonte	DAS ¹					DMS	CV(%)
	1	29	59	89	119		
----- Nitrogênio inorgânico (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	52,3 bA	46,5 cAB	41,9 bB	54,2 A	45,6 AB		
Uréia	73,5 aA	63,2 bB	52,3 aCD	55,3 BC	43,4 D		
Dejeto Bruto	56,3 bA	54,8 bcAB	47,5 abAB	54,8 AB	47,1 B	8,85	8,43
Efl. UASB	69,1 aA	59,2 bB	47,7 abC	52,8 BC	47,5 C		
Efl. RBS	65,7 aB	75,9 aA	49,9 abCD	54,5 C	45,0 D		
DMS9,08.....						
CV(%)9,47.....						
----- Nitrogênio amoniacal (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	25,8 bAB	25,0 dAB	22,8 B	30,8 A	24,4 AB		
Uréia	36,8 aAB	41,6 bA	29,2 BC	31,5 BC	23,7 C		
Dejeto Bruto	31,9 abA	31,9 cdA	26,8 A	30,3 A	24,5 A	7,74	8,89
Efl. UASB	39,1 aA	35,9 bcAB	25,9 C	29,1 BC	27,4 C		
Efl. RBS	32,0 abB	50,7 aA	27,0 B	30,6 B	25,9 B		
DMS7,97.....						
CV(%)14,82.....						
----- Nitrogênio nítrico (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	26,5 cA	21,5 bBC	19,1 bC	23,4 AB	21,2 abBC		
Uréia	36,7 aA	21,6 bBC	23,0 aBC	23,8 B	19,8 abC		
Dejeto Bruto	24,3 cA	22,8 abAB	20,7 abB	24,5 A	22,6 aAB	3,44	7,56
Efl. UASB	29,9 bA	23,2 abBC	21,7 abBC	23,6 B	20,0 abC		
Efl. RBS	33,7 aA	25,2 aB	22,8 aB	23,8 B	19,0 bC		
DMS3,52.....						
CV(%)8,38.....						

¹DAS: Dias Após a Semeadura. 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.

Com o efluente tratado de reatores UASB houve variações das médias de N-inorgânico, da fração nítrica e da fração amoniacal de 47,5 a 69,1 mg kg⁻¹ TSE, de 20,0 a 29,9 mg kg⁻¹ TSE e de 25,9 a 39,1 mg kg⁻¹ TSE, respectivamente.

Para o tratamento com efluente do RBS, os valores médios de nitrogênio inorgânico apresentaram a maior amplitude de variação ao longo do tempo, permanecendo, na faixa de 45,0 a 75,9 mg kg⁻¹ TSE, com variações da fração nítrica de 19,0 a 33,7 mg kg⁻¹ TSE, e da fração amoniacal de 25,9 a 50,7 mg kg⁻¹ TSE.

Por meio da avaliação da Tabela 61 percebe-se que logo após a adubação nitrogenada de semeadura (1 DAS) com as diferentes fontes, a adição de uréia proporcionou quantidade de N inorgânico no solo semelhante à concentração deste nutriente proveniente da adubação com os efluentes tratados. Por outro lado, a aplicação de dejetos bruto propiciou concentração de N inorgânico no solo semelhante à testemunha. Em função da elevada participação da fração orgânica no teor de nitrogênio total presente no dejetos bruto (Tabela 14), a disponibilização desse nutriente para a solução do solo é lenta em relação à uréia e aos efluentes tratados.

Devido à rápida hidrólise da uréia com produção de amônio, seguida de nitrificação no solo, os teores médios de nitrogênio nítrico no primeiro dia após a semeadura/adubação foram semelhantes, para os tratamentos com uréia e com o efluente do RBS. O menor teor de nitrogênio nítrico na amostragem 1 DAS foi observado com a aplicação do dejetos bruto, o qual não diferiu da testemunha sem adubação, indicando que a taxa de nitrificação no solo não foi alterada com a adição desse resíduo.

Após a adubação de cobertura, nas amostras retiradas aos 29 DAS oriundas de solo adubado com efluente de reator RBS, observou-se maior concentração de N inorgânico em relação aos demais tratamentos. E mais uma vez, a uréia e o efluente de reator UASB proporcionaram maior concentração de N-inorgânico no solo em relação à testemunha. Na mesma amostragem, observou-se que embora o tratamento com aplicação de efluente do RBS possuía o maior valor da concentração de nitrogênio nítrico, não foi detectada diferença significativa em relação ao efluente de reator UASB e o dejetos aplicados.

Em todos os tratamentos, observou-se diminuição das concentrações de nitrogênio inorgânico no solo aos 59 DAS, provavelmente devido à absorção pelas plantas, passando por período de maior demanda de N, com posterior aumento das concentrações aos 89 DAS, devido à reposição do N-inorgânico pela mineralização da matéria orgânica presente no solo. Os teores de nitrogênio nítrico diminuíram aos 119 DAS.

4.2.3 Experimento 3: Uso de água residuária de suinocultura tratada em reatores UASB com e sem pós-tratamento aeróbio na adubação da cultura do milho, cultivada em Latosolo Vermelho eutrófico, em sistemas de semeadura direta e convencional

4.2.3.1 Avaliações na planta: produtividade e diagnose foliar

4.2.3.1.1 Safrinha 2009: Plantio convencional

Na Tabela 62 estão apresentados os valores médios de produtividade obtidos para a cultura do milho em sistema convencional de cultivo, na safrinha 2009, para cada um dos tratamentos.

Os valores de produtividade variaram de 2478 a 3609 kg ha⁻¹, com precisão experimental (CV) de 24%. Períodos de estiagem prejudicaram a produtividade, afetando a cultura principalmente na fase de enchimento de grãos, fazendo com que o rendimento esperado permanecesse abaixo da faixa de 4 a 6 t/ha. Os valores foram numericamente crescentes da testemunha para a adubação mineral e os outros tratamentos (efluente parcialmente nitrificado>efluente amonificado>efluente parcialmente nitrificado).

De forma similar ao experimento do milho na safra 2008/2009, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas para o rendimento de grãos entre os tratamentos, em razão, possivelmente da elevada fertilidade do solo, que propiciou o fornecimento dos nutrientes necessários às plantas para os níveis de produtividade atingidos, mesmo quando suprimidas as adubações de semeadura e cobertura.

TABELA 62. Produtividade da cultura do milho em sistema convencional de cultivo, na safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Adubação	Produtividade (kg ha⁻¹)
Testemunha	2478 a
Mineral	2573 a
Dej. Bruto	3020 a
Efl. amonificado	3443 a
Efl. nitrificado	3609 a
<i>DMS</i>	1632
<i>CV(%)</i>	23,94

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na Tabela 63 estão apresentados os valores de teores foliares dos macronutrientes analisados (N, P, K, Ca e Mg) no milho, na fase de pendoamento. Os teores de N variaram de 25,9 a 29,5 g kg⁻¹, e não diferiram significativamente. Os valores de N foliar obtidos para a adubação com dejetos brutos, efluente amonificado e efluente parcialmente nitrificado permaneceram dentro da faixa de 27 a 35 g kg⁻¹ indicada por RAIJ e CAMARGO (1997) como adequada para a cultura do milho, enquanto que no tratamento testemunha, os valores de N foliar ficaram abaixo do recomendado. No tratamento com adubação mineral, o teor de N foliar ficou abaixo do recomendado, porém próximo ao limite inferior da faixa adequada, fato que se deve às possíveis perdas de nitrogênio para a atmosfera, ao ser aplicado na forma de uréia.

SILVA (2009) utilizando dejetos de bovinos tratados em biodigestor, em doses de 30, 60, 90, 120 e 240 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ para adubação de milho, em duas safras consecutivas sobre Latossolo Vermelho eutrófico, não observou diferenças estatísticas na produtividade de matéria seca da parte aérea, nem nos teores de nutrientes foliares na primeira safra, exceto para o Zn.

TABELA 63. Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho sistema 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.

Adubação	N	P	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----				
Testemunha	25,90	1,05 c	26,80 c	7,77	2,59 ab
Mineral	26,70	1,23 bc	28,97 ab	7,38	2,42 b
Dej. Bruto	29,51	1,65 ab	29,75 ab	7,66	2,72 ab
Efl. amonificado	28,30	1,58 abc	28,59 bc	7,68	2,74 a
Efl. nitrificado	28,08	1,79 a	30,96 a	8,16	2,81 a
DMS	4,29	0,53	2,11	1,36	0,30
CV(%)	6,88	16,18	3,22	7,81	5,15

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os valores médios de P variaram de 1,05 a 1,79 g kg⁻¹ permanecendo abaixo da faixa de 2,0 a 4,0 g kg⁻¹ indicada como adequada por RAIJ e CAMARGO (1997), em todos os tratamentos. Esse fato contribuiu para o baixo rendimento de grãos, embora a dose recomendada de fósforo tenha sido computada para todos os tratamentos após a adubação de cobertura. Isto pode ter ocorrido pela baixa mobilidade do P, principalmente em solos argilosos (SIMS et al., 1998), e pela susceptibilidade à fixação do mesmo por Fe e Al em pH abaixo de 6, indisponibilizando-o às plantas (MALAVOLTA, 1980).

O menor valor de P foliar ocorreu no tratamento testemunha, diferindo do tratamento com o efluente parcialmente nitrificado. O maior valor foi observado para o tratamento adubado com efluente parcialmente nitrificado

Os teores foliares de K variaram de 26,8 a 30,9 g kg⁻¹, e permaneceram na faixa indicada como adequada, de 17 a 35 g kg⁻¹ (RAIJ e CAMARGO, 1997). O menor valor foi observado na testemunha sem adubação, e o maior valor no tratamento adubado com efluente parcialmente nitrificado.

Assim como o nitrogênio, os teores médios de Ca também não diferiram estatisticamente, permanecendo na faixa adequada, de 2,5 a 8,0 g kg⁻¹ (RAIJ e

CAMARGO, 1997) com o tratamento adubado com efluente parcialmente nitrificado acima, porém muito próximo do limite superior preconizado.

Os teores médios de Mg foliar variaram de 2,42 a 2,81 g kg⁻¹ e diferiram significativamente, com o menor valor ocorrendo no tratamento adubado com fertilizante mineral. Este diferiu dos maiores valores, observados nos tratamentos com os efluentes amonificado e nitrificado. Todos os valores de Mg foliar observados permaneceram na faixa adequada de 1,5 a 5,0 g kg⁻¹ para o milho (RAIJ e CAMARGO, 1997).

Na Tabela 64 estão apresentados os teores dos micronutrientes analisados (Cu, Fe, Mn e Zn) em folhas das plantas de milho. Para Cu e Zn, não foram verificadas diferenças estatísticas, e os valores permaneceram na faixa de 8,88 mg kg⁻¹ (sem adubação), a 11,62 mg kg⁻¹ (adubação com dejetos bruto), a qual se encontra dentro do intervalo adequado de 6 a 20 mg kg⁻¹ (RAIJ e CAMARGO, 1997).

TABELA 64. Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho sistema 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.

	Cu	Fe	Mn	Zn
Adubação	----- mg kg ⁻¹ -----			
Testemunha	8,88	226,38	43,69 b	13,82 b
Mineral	9,16	244,52	41,38 b	17,84 ab
Dej. Bruto	11,62	200,28	53,15 a	21,76 a
Efl. amonificado	10,21	204,28	52,02 a	21,61 a
Efl. nitrificado	10,35	186,95	52,95 a	20,41 a
DMS	2,75	107,82	8,06	4,93
CV(%)	12,18	22,51	7,35	11,46

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

As concentrações foliares médias de Mn variaram de 41,38 a 53,15 mg kg⁻¹, e os valores observados para a adubação com efluentes tratados e dejetos bruto não diferiram entre si, e foram superiores aos observados para o tratamento com a adubação mineral e para a testemunha sem adubação.

Para o Zn, as concentrações foliares médias variaram de 13,82 a 21,76 mg kg⁻¹. Nos tratamentos cuja adubação foi realizada com dejetos bruto e efluentes tratados (amonificados e nitrificados) foram observados os maiores valores, os quais se situaram dentro da faixa adequada, de 20 a 200 mg kg⁻¹ (RAIJ e CAMARGO, 1997). Os tratamentos com dejetos bruto e efluentes tratados não diferiram entre si, mas diferiram da testemunha sem adubação.

4.2.3.1.2 Safrinha 2009: Plantio direto.

Os valores médios de produtividade obtidos no experimento do milho safrinha (2009), em sistema de semeadura direta (PD) estão apresentados na Tabela 65. As produtividades foram próximas às obtidas no plantio convencional (PC), com rendimento médio de grãos variando de 2835 a 4219 kg ha⁻¹, em todos os tratamentos. O coeficiente de variação foi de 24%, e os tratamentos não diferiram significativamente.

TABELA 65. Produtividade da cultura do milho em sistema de semeadura direta, na safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Adubação	Produtividade (kg ha ⁻¹)
Testemunha	2835 a
Mineral	2960 a
Dej. Bruto	2971 a
Efl. amonificado	4219 a
Efl. nitrificado	3882 a
<i>DMS</i>	1869
<i>CV(%)</i>	24,59

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

No plantio direto, pelos mesmos motivos observados no sistema de semeadura convencional, a maioria dos valores de produtividade permaneceram abaixo da faixa de produtividade esperada, de 4000 a 6000 kg/ha, com exceção do tratamento com adubação de efluente amonificado. Pelo fato de reter umidade na palhada, os valores

médios de produtividade para cada tratamento no PD, foram em sua maioria superiores aos obtidos no PC.

Os teores de macronutrientes foliares (N, P, K, Ca e Mg) no milho cultivado em sistema de semeadura direta, na safrinha 2009, estão apresentados na Tabela 66.

Os teores foliares médios de nitrogênio em todos os tratamentos variaram de 28,01 a 32,07 g kg⁻¹, permanecendo dentro da faixa indicada por RAIJ e CAMARGO (1997) como adequada para o milho. Os valores observados para o N foliar não diferiram significativamente entre si.

As concentrações médias de P foliar variaram de 1,39 a 1,53 g kg⁻¹, sem diferenças estatísticas significativas. Esses valores estão abaixo da faixa adequada, relacionada por RAIJ e CAMARGO (1997) para a cultura do milho, afetando negativamente a produtividade.

O teor médio de K variou pouco, com CV de 5%, e as médias foram de 27,9 a 29,3 g kg⁻¹, permanecendo dentro da faixa indicada como adequada por RAIJ e CAMARGO (1997) para a cultura do milho. O mesmo ocorreu com o Mg, que variando de concentrações médias de 3,14 a 3,36 g kg⁻¹, permaneceu dentro da faixa adequada de 1,5 a 5,0 g kg⁻¹ em todos os tratamentos.

TABELA 66. Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho na fase de pendoamento cultivado em sistema de semeadura direta, na safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Adubação	N	P	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----				
Testemunha	31,20 a	1,46 a	28,94 a	8,60 a	3,32 a
Mineral	28,46 a	1,46 a	29,38 a	8,89 a	3,14 a
Dej. Bruto	28,21 a	1,34 a	27,98 a	9,05 a	3,36 a
Efl. amonificado	28,01 a	1,53 a	28,98 a	8,95 a	3,35 a
Efl. nitrificado	32,07 a	1,39 a	29,38 a	8,75 a	3,31 a
DMS	7,70	0,38	3,66	1,28	0,60
CV(%)	11,54	11,80	5,61	6,43	8,19

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

As concentrações de Ca foliares variaram de 8,6 a 8,95 g kg⁻¹, e mesmo para o tratamento sem adubação, as médias foram acima da faixa de 2,5 a 8,0 g kg⁻¹, preconizada como adequado por RAIJ e CAMARGO (1997). Isso provavelmente ocorreu devido ao elevado teor de Ca de 35 mmol/dm³ no solo no início do experimento, classificado como alto (>7 mmol/dm³) por RAIJ et al. (1997).

Os teores médios dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn estão apresentados na Tabela 67. As médias de concentração não diferiram entre os tratamentos, para quaisquer dos micronutrientes analisados. Todas as médias permaneceram dentro dos limites de 6 a 20, 30 a 250, 20 a 200 e 15 a 100 g kg⁻¹, respectivamente, para Cu, Fe, Mn e Zn, indicados por RAIJ e CAMARGO (1997) como adequados para a cultura do milho.

TABELA 67. Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho na fase de pendoamento cultivado em sistema de semeadura direta, na safrinha 2009, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Adubação	Cu	Fe	Mn	Zn
	----- mg kg ⁻¹ -----			
Testemunha	8,18 a	183,04 a	53,33 a	16,12 a
Mineral	8,17 a	199,92 a	56,24 a	19,58 a
Dej. Bruto	7,51 a	175,05 a	51,12 a	15,52 a
Efl. amonificado	9,42 a	210,07 a	54,54 a	17,85 a
Efl. nitrificado	8,70 a	189,09 a	53,96 a	17,15 a
DMS	2,17	58,65	8,45	6,52
CV(%)	11,48	13,59	6,96	16,79

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4.2.3.1.3 Safra 2009/2010: Plantio convencional

Os dados médios de produtividade da cultura do milho cultivado na safra 2009/2010 em sistema de semeadura convencional estão apresentados na Tabela 68. Os valores de rendimento de grãos variaram pouco entre os tratamentos (CV de 9%).

Foram observados valores médios de 4225 kg/ha, para a testemunha sem adubação, a 4661 kg/ha para o tratamento adubado com fertilizantes minerais.

Os valores observados foram próximos à média de produtividade nacional de grãos de 4412 kg/ha para o milho, (CONAB, 2009), mesmo para o tratamento testemunha, sem adubação. As médias se situaram abaixo da produtividade esperada de 6 a 8 t/ha, possivelmente, devido a um período de estiagem ocorrido no início do florescimento, que, além de afetar diretamente o desempenho da cultura, favoreceu a ocorrência de doenças fúngicas de forma generalizada.

TABELA 68. Produtividade da cultura do milho cultivado em sistema de semeadura convencional, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Adubação	Produtividade (kg ha⁻¹)
Testemunha	4225 a
Mineral	4661 a
Dej. Bruto	4404 a
Efl. amonificado	4309 a
Efl. Nitrificado	4244 a
<i>DMS</i>	884,51
<i>CV(%)</i>	8,98

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

De forma similar ao experimento do milho na safrinha 2009, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas para o rendimento de grãos entre os tratamentos, em razão, possivelmente da elevada fertilidade do solo, que propiciou o fornecimento dos nutrientes necessários aos níveis de produtividade atingidos, mesmo quando suprimidas as adubações de semeadura e cobertura.

Na Tabela 69 estão apresentados os teores foliares dos macronutrientes analisados (N, P, K, Ca e Mg) no milho safra 2009/2010, em sistema de semeadura convencional, na fase de pendoamento. Os teores de N variaram pouco, com CV de 4%, e valores de 26,61 a 27,77 g kg⁻¹, e não diferiram significativamente. Os valores de

N foliar obtidos em todos os tratamentos permaneceram dentro da faixa de 27 a 35 g kg⁻¹ indicada por RAIJ e CAMARGO (1997) como adequada para a cultura do milho.

As concentrações médias de P variaram de 2,14 a 2,42 g kg⁻¹, com baixo coeficiente de variação (5%), permanecendo dentro da faixa de 2,0 a 4,0 g kg⁻¹ indicada como adequada por RAIJ e CAMARGO (1997), em todos os tratamentos.

Os valores médios de P observados neste ciclo da cultura foram maiores comparando-se aos verificados na safrinha, provavelmente em razão da ação do calcário aplicado no início do período do ciclo anterior, sobre a reação do solo, impactando na acidez ativa (pH) e acidez potencial do mesmo.

TABELA 69. Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho na fase de pendoamento cultivado em sistema de semeadura convencional, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

	N	P	K	Ca	Mg
Adubação	----- g kg ⁻¹ -----				
Testemunha	27,09	2,14 b	29,08	6,66	2,54
Mineral	27,39	2,14 b	30,73	7,24	2,71
Dej. Bruto	27,59	2,42 a	30,76	7,18	3,00
Efl. amonificado	27,77	2,24 ab	30,24	6,78	2,95
Efl. nitrificado	26,61	2,28 ab	28,35	7,26	3,00
DMS	2,44	0,24	4,96	2,76	1,02
CV(%)	3,97	4,80	7,39	17,45	15,96

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O maior valor médio da concentração de P na folha foi observado no tratamento com dejetos brutos, o qual diferiu da testemunha sem adubação, e do tratamento com fertilizantes minerais. Os tratamentos com aplicação dos efluentes amonificado e nitrificado não diferiram estatisticamente dos demais, e entre si.

Os teores foliares médios de K não diferiram estatisticamente entre os tratamentos, e foi observada baixa variação, com CV de 7%. Os valores de 28,35 a 30,9 g kg⁻¹ de K estão dentro da faixa indicada como adequada, de 17 a 35 g kg⁻¹ (RAIJ e CAMARGO, 1997).

Para o Ca e o Mg foliares, a precisão experimental (CV) foi de 17 e 16%, respectivamente, e as médias variaram de 6,66 a 7,26 g kg⁻¹ para o cálcio e de 2,54 a 3,00 g kg⁻¹ para o Mg, sem diferenças estatísticas entre tratamentos. Os valores médios permaneceram dentro das faixas indicadas por RAIJ e CAMARGO (1997) como adequadas para ambos os nutrientes avaliados.

Os teores médios dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn estão apresentados na Tabela 70. As médias de concentração não diferiram entre os tratamentos, para quaisquer dos micronutrientes analisados. As médias permaneceram dentro dos limites de 6 a 20, 30 a 250, 20 a 200 e 15 a 100 g kg⁻¹, respectivamente, para Cu, Fe, Mn e Zn indicados por RAIJ e CAMARGO (1997) como adequados para a cultura do milho, exceto o tratamento com dejetos bruto, para o qual foi observado teor ligeiramente acima da faixa recomendada, porém, sem que se verificassem efeitos de toxicidade por ferro nas plantas.

TABELA 70. Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho na fase de pendoamento cultivado em sistema de semeadura convencional, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Adubação	Cu	Fe	Mn	Zn
	----- mg kg ⁻¹ -----			
Testemunha	10,34 a	231,24 a	35,05 a	26,86 a
Mineral	11,37 a	241,30 a	38,84 a	29,92 a
Dej. Bruto	12,42 a	257,48 a	38,52 a	32,03 a
Efl. amonificado	11,95 a	244,73 a	37,78 a	30,50 a
Efl. nitrificado	11,63 a	239,41 a	39,95 a	30,59 a
DMS	2,23	74,61	11,19	7,01
CV(%)	8,57	13,63	13,05	10,38

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4.2.3.1.4 Safra 2009/2010: Plantio direto

Na Tabela 71 estão apresentados os valores médios de produtividade obtidos para a cultura do milho em sistema de semeadura direta, na safra 2009/2010, para cada um dos tratamentos.

Os valores de produtividade foram próximos aos observados no sistema de semeadura direta, e variaram de 3942 kg ha⁻¹ (adubação com dejetos bruto) a 4571 kg ha⁻¹ (adubação mineral), com precisão experimental (CV) de 13%. Assim como no plantio convencional, os valores observados foram próximos ou superiores à média de produtividade de grãos nacional de 4412 kg/ha para o milho (CONAB, 2009).

As médias observadas foram abaixo da produtividade esperada de 6000 a 8000 kg/ha, possivelmente, devido a um período de estiagem ocorrido no início do florescimento, que, além de afetar diretamente o desempenho da cultura, favoreceu a ocorrência de doenças fúngicas de forma generalizada, as quais impactaram igualmente as plantas do sistema de semeadura direta e convencional.

TABELA 71. Produtividade da cultura do milho cultivado em sistema de semeadura direta, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Adubação	Produtividade (kg ha ⁻¹)
Testemunha	4500 a
Mineral	5164 a
Dej. Bruto	3942 a
Efl. amonificado	4571 a
Efl. nitrificado	4156 a
<i>DMS</i>	1295,72
<i>CV(%)</i>	12,86

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

De forma similar ao sistema de semeadura convencional, e aos experimentos do milho na safra 2008 e safrinha 2009, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas para o rendimento de grãos entre os tratamentos, em razão, possivelmente da elevada fertilidade do solo, que propiciou o fornecimento dos

nutrientes necessários aos níveis de produtividade atingidos, mesmo quando suprimidas as adubações de semeadura e cobertura.

Na Tabela 72 estão apresentados os teores foliares dos macronutrientes analisados (N, P, K, Ca e Mg) no milho safra 2009/2010, em sistema de semeadura convencional, na fase de pendoamento. Os teores de N variaram pouco, com CV de 6%, e valores de 27,81 a 31,54 g kg⁻¹, e não diferiram significativamente. Os valores de N foliar obtidos em todos os tratamentos estão dentro da faixa de 27 a 35 g kg⁻¹ indicada por RAIJ e CAMARGO (1997) como adequada para a cultura do milho.

As concentrações médias de P variaram de 2,05 a 2,56 g kg⁻¹, com baixo coeficiente de variação (7%), permanecendo dentro da faixa de 2,0 a 4,0 g kg⁻¹ indicada como adequada por RAIJ e CAMARGO (1997), em todos os tratamentos.

Assim como ocorrido no sistema de semeadura convencional, os valores médios de P observados neste ciclo da cultura foram maiores, comparando-se aos verificados na safrinha, provavelmente em razão da ação do calcário aplicado no início do período do ciclo anterior, sobre a reação do solo, impactando na acidez ativa (pH) e potencial do mesmo.

TABELA 72. Teores de N, P, K, Ca e Mg em folhas de milho na fase de pendoamento cultivado em sistema de semeadura direta, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

Adubação	N	P	K	Ca	Mg
	----- g kg ⁻¹ -----				
Testemunha	28,03	2,05 b	33,22 a	8,68	3,41 a
Mineral	30,47	2,10 b	27,72 b	7,28	2,54 b
Dej. Bruto	29,25	2,17 b	28,72 ab	7,68	3,21 ab
Efl. amonificado	31,54	2,56 a	29,71 ab	8,90	3,52 a
Efl. nitrificado	27,81	2,19 ab	27,46 b	7,05	2,91 ab
DMS	4,15	0,37	5,23	2,11	0,67
CV(%)	6,25	7,55	7,90	11,86	9,59

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Diferentemente do ocorrido no sistema de semeadura convencional, o maior valor médio da concentração de P na folha foi observado com uso do efluente amonificado, diferindo das demais médias, exceto da obtida no tratamento com efluente parcialmente nitrificado.

Os teores foliares médios de K variaram de 27,46 a 32,22 g kg⁻¹, com precisão experimental (CV) de 8%, e esses valores permaneceram dentro da faixa de 17 a 35 g kg⁻¹ indicada por RAIJ e CAMARGO (1997) como adequada. Os menores valores médios de K foliar foram observados nos tratamentos com adubação mineral, e com efluente parcialmente nitrificado, enquanto que o maior foi observado na testemunha sem adubação.

As concentrações de Ca foliares variaram de 7,05 a 8,90 g kg⁻¹, e para o tratamento sem e com adubação por efluente parcialmente nitrificado as médias foram acima da faixa de 2,5 a 8,0 g kg⁻¹, preconizada como adequada por RAIJ e CAMARGO (1997). Isso provavelmente ocorreu devido ao elevado teor de 35 mmolc/dm³ Ca no solo no início do experimento, classificado como alto (>7 mmolc/dm³) por RAIJ et al. (1997).

Para o Mg foliar, a precisão experimental (CV) foi de 9%, e as médias variaram de 2,54 a 3,41 g kg⁻¹, diferindo estatisticamente entre os tratamentos, sendo que o menor valor foi observado no tratamento com adubação mineral, e os maiores, nos tratamentos testemunha sem adubação, e no fertilizado com efluente parcialmente nitrificado. Os valores médios permaneceram dentro das faixas indicadas como adequadas para ambos os nutrientes avaliados.

Os teores médios dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn estão apresentados na Tabela 73. As médias de concentração não diferiram entre os tratamentos, para quaisquer dos micronutrientes analisados. As médias permaneceram dentro dos limites de 6 a 20, 30 a 250, 20 a 200 e 15 a 100 g kg⁻¹, respectivamente, para o Cu, Fe, Mn e Zn, indicados por RAIJ e CAMARGO (1997) como adequados para a cultura do milho.

TABELA 73. Teores de Cu, Fe, Mn e Zn em folhas de milho na fase de pendramento cultivado em sistema de semeadura direta, na safra 2009/2010, com adubação mineral, e águas residuárias de suinocultura bruta e tratadas em reatores anaeróbios e aeróbios.

	Cu	Fe	Mn	Zn
Adubação	----- <i>mg kg⁻¹</i> -----			
Testemunha	13,05 a	187,01 a	43,20 a	29,37 a
Mineral	13,22 a	191,42 a	38,07 a	27,70 a
Dej. Bruto	12,84 a	169,62 a	41,44 a	28,63 a
Efl. amonificado	13,88 a	206,21 a	45,41 a	29,68 a
Efl. nitrificado	12,25 a	178,84 a	40,26 a	28,99 a
<i>DMS</i>	2,49	47,07	11,07	8,05
<i>CV(%)</i>	8,49	11,19	11,78	12,38

*Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4.2.3.2 Avaliações no solo: nitrogênio inorgânico

4.2.3.2.1 Safrinha 2009: Plantio convencional

Os valores médios de nitrogênio inorgânico ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NH}_4^+$), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e nitrogênio nítrico ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$) na camada de 0-20 cm do solo, para cada tratamento, com amostragens no dia seguinte à adubação de semeadura e à adubação de cobertura, e posteriormente a cada 30 dias até próximo à colheita, estão apresentados na Tabela 74.

Os coeficientes de variação foram de no máximo 32% para os tratamentos (parcelas) e no máximo 30% para as subparcelas (tempo). Os valores médios de nitrogênio inorgânico ao longo do tempo na testemunha permaneceram na faixa de 43,5 a 58,7 mg kg^{-1} TSE, com variações das frações nítrica de 25,8 a 32,5 mg kg^{-1} TSE e amoniacal de 16,8 a 26,1 mg kg^{-1} TSE.

TABELA 74. Teores de Nitrogênio inorgânico em LV eutroférico, ao longo do cultivo de milho em sistema de semeadura convencional, no período de safrinha do ano de 2009, (experimento 3), após adubação mineral e com efluentes da suinocultura bruto e tratado em reatores anaeróbios e aeróbio.

Fonte	DAS ¹					DMS	CV(%)
	1	38	68	98	128		
----- Nitrogênio inorgânico (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	47,6 dA	49,3 dA	43,5 bA	50,2 bA	58,7 A		
Uréia	211,1 aA	180,2 aA	135,4 aB	110,4 aB	66,1 C		
Dejeto Bruto	84,5 cdA	78,2 cdA	61,8 bA	76,9 abA	62,5 A	31,0	17,8
Efl. UASB	126,5 bA	99,5 bcAB	78,1 bBC	54,0 bC	61,9 C		
Efl. RBS	111,8 bcAB	119,2 bA	68,8 bC	85,1 abBC	58,9 C		
DMS37,4.....						
CV(%)31,7.....						
----- Nitrogênio amoniacal (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	21,7 dA	21,7 dA	16,8 aA	22,9 A	26,1 A		
Uréia	180,1 aA	115,7 aB	33,2 aC	28,6 C	28,4 C		
Dejeto Bruto	50,0 cA	39,3 cdA	25,3 aA	28,8 A	27,3 A	26,8	29,6
Efl. UASB	86,3 bA	62,8 bcA	28,3 aB	26,9 B	30,8 B		
Efl. RBS	84,6 bA	68,1 bA	25,8 aB	29,5 B	29,0 B		
DMS26,8.....						
CV(%)29,6.....						
----- Nitrogênio nítrico (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	25,8 A	27,5 bA	26,6 bA	27,3 cA	32,5 A		
Uréia	30,9 C	64,4 aB	102,2 aA	81,7 aAB	37,6 C		
Dejeto Bruto	34,4 A	38,9 bA	36,5 bA	48,0 bcA	35,2 A	24,1	29,0
Efl. UASB	40,2 A	36,7 bA	49,7 bA	27,1 cA	31,1 A		
Efl. RBS	27,1 B	51,0 abAB	42,9 bAB	55,6 bA	29,9 B		
DMS24,1.....						
CV(%)29,7.....						

¹DAS: Dias Após a Semeadura. 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.

As maiores amplitudes de variação ao longo do tempo dentre todos os tratamentos foram observadas com uso da uréia como fonte de N, com valores médios na faixa de 66,1 a 211,1 mg kg⁻¹ TSE, de 30,9 a 102,2 mg kg⁻¹ TSE e de 28,4 a 180,1 mg kg⁻¹ TSE para N-inorgânico, N-nítrico e N-amoniacal, respectivamente.

Utilizando como fonte de N o dejetto bruto, as médias de N-inorgânico permaneceram na faixa de 61,8 a 84,5 mg kg⁻¹ TSE, com variações das frações nítrica de 34,4 a 48,0 mg kg⁻¹ TSE e amoniacal de 25,3 a 50,0 mg kg⁻¹ TSE. Neste experimento, as menores amplitudes de variação ao longo do tempo para as frações inorgânicas de N do solo, ocorreram no tratamento testemunha, sem adubação, seguido pelo tratamento com uso de dejetto bruto de suínos. Esse fato se deve provavelmente à elevada participação da fração orgânica no teor de nitrogênio total no dejetto bruto de suínos, com liberação lenta do N para a solução do solo.

Utilizando efluente tratado de reatores UASB como fonte de N foram observadas variações das médias ao longo do tempo, de 54,0 a 126,5 mg kg⁻¹ TSE, de 27,1 a 49,7 mg kg⁻¹ TSE e de 26,9 a 86,3 mg kg⁻¹ TSE, para as frações N-inorgânico, N-nítrico e N-amoniacal, respectivamente, no solo.

No tratamento com uso de efluente do reator RBS, os valores médios de nitrogênio inorgânico permaneceram na faixa de 58,9 a 119,2 mg kg⁻¹ TSE, com variações da fração nítrica de 27,1 a 49,7 mg kg⁻¹ TSE, e da fração amoniacal de 25,8 a 84,6 mg kg⁻¹ TSE.

Com as diferentes fontes de N, observa-se que logo após a adubação de semeadura, a adição de uréia, nesse experimento, propiciou a maior quantidade de N inorgânico disponível, diferindo significativamente das demais fontes utilizadas ($p < 0,05$). No entanto, a segunda e a terceira maiores médias foram observadas utilizando-se os efluentes tratados, os quais não diferiram entre si. O dejetto bruto proporcionou concentração de N-inorgânico semelhante à observada na testemunha sem adubação, porém não diferiu estatisticamente da média observada no tratamento com efluente do reator RBS. De forma similar ao experimento anterior, observou-se efeito da elevada participação da fração orgânica no teor de nitrogênio total presente no dejetto bruto

(Tabela 18), que influencia na disponibilização desse nutriente para a solução do solo, tornando-a mais lenta.

Após a adubação de cobertura, nas amostras retiradas aos 38 DAS, oriundas de solo adubado com uréia, foi observada a maior concentração de N inorgânico diferindo dos demais tratamentos ($p < 0,05$), indicando que o fertilizante nitrogenado foi rapidamente hidrolisado no solo.

A aplicação de dejetos bruto, da mesma forma como ocorrido na adubação de semeadura, proporcionou disponibilidade de N-inorgânico semelhante à testemunha sem adubação, porém, não diferiu estatisticamente da concentração obtida ao utilizar-se o efluente dos reatores UASB. Utilizando o efluente do reator RBS observou-se a segunda maior concentração de N-inorgânico, diferindo das médias observadas na testemunha sem adubação, e dos tratamentos com uso de dejetos bruto e da uréia ($p < 0,05$).

Por meio das avaliações realizadas a partir de 68 DAS, observou-se que a concentração de N-inorgânico no solo manteve-se elevada por mais tempo como o uso da uréia para fornecimento de N, de modo que as concentrações obtidas nos tratamentos que receberam dejetos bruto e efluentes diminuíram mais rapidamente, não diferindo da testemunha sem adubação.

A partir dos 98 DAS observou-se tendência de estabilização, com as médias de N-inorgânico ficando mais próximas entre os tratamentos. As concentrações médias não diferiram mais, e se estabilizaram somente aos 128 DAS.

4.2.3.2.2 Safrinha 2009: Plantio direto

Na Tabela 75, estão apresentados os valores médios de nitrogênio inorgânico ($N-NO_3^- + N-NO_2^- + N-NH_4^+$), nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) e nitrogênio nítrico ($N-NO_3^- + N-NO_2^-$) na camada de 0-20 cm do solo, para cada tratamento, com amostragens no dia seguinte à adubação de semeadura e à adubação de cobertura, e posteriormente a cada 30 dias até próximo à colheita.

TABELA 75. Teores de Nitrogênio inorgânico em LV eutroférico, ao longo do cultivo de milho em sistema de semeadura direta, no período de safrinha do ano de 2009, (experimento 3), após adubação mineral e com efluentes da suinocultura bruto e tratado em reatores anaeróbios e aeróbio.

Fonte	DAS ¹					DMS	CV(%)
	1	38	68	98	128		
----- Nitrogênio inorgânico (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	47,5 dA	46,7 cA	42,0 cA	55,6 abA	60,6 bA		
Uréia	219,9 aA	110,6 aB	102,5 aBC	79,0 aC	97,2 aBC		
Dejeto Bruto	90,5 cA	83,0 bA	57,6 bcB	69,7 abAB	69,3 bAB	25,2	15,2
Efl. UASB	120,6 bA	110,8 aA	74,4 bB	47,5 bC	84,2 abB		
Efl. RBS	111,0 bcA	103,8 abAB	68,3 bcCD	52,2 bD	84,3 abBC		
DMS26,3.....						
CV(%)18,4.....						
----- Nitrogênio amoniacal (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	22,1 dA	21,9 bA	21,0 A	28,0 A	30,3 A		
Uréia	185,3 aA	41,3 abB	25,9 B	31,3 B	45,7 B		
Dejeto Bruto	57,5 cA	39,9 abAB	23,9 B	28,4 B	35,2 B	20,4	23,3
Efl. UASB	84,5 bA	57,0 aB	25,3 C	26,2 C	45,4 BC		
Efl. RBS	81,5 bA	47,0 aB	22,8 C	26,7 BC	46,5 B		
DMS21,3.....						
CV(%)28,3.....						
----- Nitrogênio nítrico (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	25,3 A	24,7 dA	20,9 dA	27,5 bA	30,2 bA		
Uréia	34,5 C	69,2 aA	76,5 aA	47,6 aBC	51,4 aB		
Dejeto Bruto	32,9 A	43,0 cA	33,7 cdA	41,2 aA	34,0 bA	14,3	18,2
Efl. UASB	36,0 B	53,7 bcA	49,0 bAB	21,3 bC	38,7 abB		
Efl. RBS	29,4 C	56,7 abA	45,4 bcAB	25,4 bC	37,7 bBC		
DMS13,5.....						
CV(%)12,6.....						

¹DAS: Dias Após a Semeadura. 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.

Os coeficientes de variação foram de no máximo 28% para os tratamentos (parcelas) e abaixo de 24% para as subparcelas (tempo). Os valores médios de nitrogênio inorgânico ao longo do tempo na testemunha permaneceram na faixa de 42,0 a 60,6 mg kg⁻¹ TSE, com variações das frações nítrica de 20,9 a 30,2 mg kg⁻¹ TSE e amoniacal de 21,0 a 30,3 mg kg⁻¹ TSE.

Assim como no sistema de semeadura convencional, as maiores amplitudes de variação ao longo do tempo dentre todos os tratamentos foram observadas com uso da uréia como fonte de N, com valores médios na faixa de 79,0 a 219,9 mg kg⁻¹ TSE, de 34,5 a 76,5 mg kg⁻¹ TSE e de 25,9 a 185,3 mg kg⁻¹ TSE para N-inorgânico, N-nítrico e N-amoniacal, respectivamente.

Utilizando como fonte de N o dejetto bruto, as médias de N-inorgânico permaneceram na faixa de 57,6 a 90,5 mg kg⁻¹ TSE, com variações das frações nítrica de 33,7 a 43,0 mg kg⁻¹ TSE e amoniacal de 23,9 a 57,5 mg kg⁻¹ TSE. De forma similar ao ocorrido no sistema de semeadura convencional, as menores amplitudes de variação ao longo do tempo para as frações inorgânicas de N do solo, ocorreram no tratamento testemunha, sem adubação, seguido pelo tratamento com uso de dejetto bruto de suínos. Isso se deve provavelmente à elevada participação da fração orgânica no teor de nitrogênio total no dejetto bruto de suínos, com liberação lenta do N para a solução do solo.

Utilizando efluente tratado de reatores UASB como fonte de N foram observadas variações das médias ao longo do tempo, de 47,5 a 120,6 mg kg⁻¹ TSE, de 21,3 a 53,7 mg kg⁻¹ TSE e de 25,3 a 84,5 mg kg⁻¹ TSE, para as frações N-inorgânico, N-nítrico e N-amoniacal, respectivamente.

Empregando o efluente do reator RBS como fertilizante, os valores médios de nitrogênio inorgânico permaneceram na faixa de 52,2 a 111,0 mg kg⁻¹ TSE, com variações da fração nítrica de 25,4 a 56,7 mg kg⁻¹ TSE, e da fração amoniacal de 22,8 a 81,5 mg kg⁻¹ TSE.

Com as diferentes fontes de N, logo após a adubação de semeadura, a adição de uréia, também no sistema de semeadura direta, propiciou a maior quantidade de N inorgânico disponível, diferindo significativamente das demais fontes utilizadas ($p < 0,05$).

De forma similar ao observado para o sistema de semeadura convencional, a segunda e a terceira maiores médias foram observadas utilizando-se os efluentes tratados, os quais não diferiram entre si. O dejetto bruto proporcionou a menor concentração de N-inorgânico dentre os tratamentos adubados com resíduos, porém a média obtida foi superior à observada na testemunha sem adubação, indicando que a mineralização do N-orgânico presente no dejetto bruto pode ser mais rápida em cultivos sob sistema de semeadura direta.

Após a adubação de cobertura, nas amostras retiradas aos 38 DAS, observou-se que a concentração média de N-inorgânico ao utilizar-se o efluente de reatores UASB como fonte de N, foi semelhante à obtida com a uréia ($p < 0,05$), indicando que em termos de disponibilização de N para as plantas, os efluentes equiparam-se a uréia, aplicada em superfície.

A aplicação de dejetto bruto, propiciou a menor concentração imediata de N-inorgânico, porém, nesse experimento, sob plantio direto, não diferiu estatisticamente da obtida no tratamento com adubação por efluente do reator RBS.

Utilizando o efluente do reator RBS observou-se a terceira maior concentração de N-inorgânico, não diferindo, porém das médias observadas com adubação por efluente de reator UASB, nem por dejetto bruto.

A partir de 68 DAS, observou-se que também no sistema de semeadura direta, a concentração de N-inorgânico no solo se manteve elevada por mais tempo com o uso da uréia para adubação.

Nesse sistema de cultivo, também, observou-se tendência de estabilização a partir dos 98 DAS, com as médias de N-inorgânico ficando mais próximas entre os tratamentos e da testemunha sem adubação. O mesmo foi verificado aos 128 DAS.

4.2.3.2.3 Safra 2009/2010: Plantio convencional

Os valores médios de N inorgânico ($N\text{-NO}_3^- + N\text{-NO}_2^- + N\text{-NH}_4^+$), nitrogênio amoniacal ($N\text{-NH}_4^+$) e N nítrico ($N\text{-NO}_3^- + N\text{-NO}_2^-$) na camada de 0-20 cm do solo, para cada tratamento, estão apresentados na Tabela 76.

TABELA 76. Teores de Nitrogênio inorgânico em LV eutroférico, ao longo do cultivo de milho em sistema de semeadura convencional, no período de safra 2009/2010, (experimento 3), após adubação mineral e com efluentes da suinocultura bruto e tratado em reatores anaeróbios e aeróbio.

Fonte	DAS ¹					DMS	CV(%)
	1	30	54	84	114		
----- Nitrogênio inorgânico (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	50,7 bB	46,2 bB	63,7 A	52,3 B	45,7 B		
Uréia	58,1 abA	57,4 abA	54,7 AB	53,8 AB	46,2 B		
Dejeto Bruto	62,6 abA	61,0 aA	56,4 AB	56,2 AB	45,6 B	10,9	9,8
Efl. UASB	63,0 abA	67,0 aA	56,1 A	59,3 A	42,8 B		
Efl. RBS	67,8 aAB	69,5 aA	57,2 B	60,9 AB	42,3 C		
DMS12,4.....						
CV(%)15,3.....						
----- Nitrogênio amoniacal (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	27,9 bB	22,1 B	36,9 aA	28,0 B	25,9 B		
Uréia	30,2 abAB	25,1 B	32,1 abA	27,3 AB	26,9 AB		
Dejeto Bruto	28,8 abA	27,4 A	32,8 abA	28,7 A	27,3 A	6,1	10,8
Efl. UASB	34,6 aA	27,5 BC	33,0 abAB	28,9 ABC	25,0 C		
Efl. RBS	29,4 abA	28,3 A	29,4 bA	27,6 A	24,3 A		
DMS6,6.....						
CV(%)14,4.....						
----- Nitrogênio nítrico (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	22,7 cAB	24,0 cAB	26,8 A	24,3 bAB	19,8 B		
Uréia	27,8 bcAB	32,3 bA	22,5 BC	26,5 abAB	19,3 C		
Dejeto Bruto	33,8 abA	33,5 bA	23,6 BC	27,5 abAB	18,3 C	6,5	12,0
Efl. UASB	28,3 bcBC	39,4 abA	23,1 CD	30,3 abB	17,8 D		
Efl. RBS	38,3 aAB	41,2 aA	27,8 C	33,3 aBC	18,0 D		
DMS7,6.....						
CV(%)20,0.....						

¹DAS: Dias Após a Semeadura. 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.

Os coeficientes de variação máximos observados foram 20% para os tratamentos (parcelas) e 12% para as subparcelas (tempo). Os valores médios de nitrogênio inorgânico ao longo do tempo na testemunha permaneceram na faixa de 45,7 a 63,7 mg kg⁻¹ TSE, com variações das frações nítrica de 19,8 a 26,8 mg kg⁻¹ TSE e amoniacal de 25,9 a 36,9 mg kg⁻¹ TSE.

Para a adubação com uréia, os valores médios de N-inorgânico permaneceram na faixa de 46,2 a 58,1 mg kg⁻¹ TSE, com variação da fração nítrica na faixa de 19,3 a 32,3 mg kg⁻¹ TSE e variação da fração amoniacal, na faixa de 25,1 a 32,1 mg kg⁻¹ TSE.

Com o dejetto bruto as médias de N-inorgânico permaneceram na faixa de 45,6 a 62,6 mg kg⁻¹ TSE, com variações das frações nítrica de 18,3 a 33,8 mg kg⁻¹ TSE e amoniacal de 27,3 a 32,8 mg kg⁻¹ TSE.

Com o efluente tratado de reatores UASB houve variações das médias de N-inorgânico, da fração nítrica e da fração amoniacal de 42,8 a 67,0 mg kg⁻¹ TSE, de 17,8 a 39,4 mg kg⁻¹ TSE e de 25,0 a 34,6 mg kg⁻¹ TSE, respectivamente.

Para o tratamento com efluente do RBS, os valores médios de N-inorgânico e de N-nítrico apresentaram a maior amplitude de variação ao longo do tempo, permanecendo, na faixa de 42,3 a 69,5 mg kg⁻¹ TSE, e de 18,0 a 41,2 mg kg⁻¹ TSE com variações da fração amoniacal de 24,3 a 29,4 mg kg⁻¹ TSE.

Pode-se observar que na época de safra, a maior média de concentração de N-inorgânico ocorreu ao utilizar-se o efluente do reator RBS como adubo, diferindo da testemunha sem adubação, porém, não diferindo estatisticamente dos demais resíduos, nem da uréia, equivalendo-se neste caso todas as fontes de N utilizadas no fornecimento deste nutriente às plantas.

Após a primeira adubação de cobertura aos 30 DAS, observou-se para todas as fontes de N utilizadas, valores da concentração de N-inorgânico próximos aos ocorridos no plantio. As concentrações de N-inorgânico no solo não diferiram, possivelmente em razão dos menores teores de nitrogênio presentes nos efluentes, e dejetto bruto, fato que culminou na necessidade de uma nova aplicação para completar a dose de N prescrita para o milho no Boletim Técnico 100 (CANTARELLA et al., 1997).

Após a segunda adubação de cobertura aos 54 DAS, as aplicações não afetaram as concentrações de N-inorgânico, provavelmente em consequência das baixas doses aplicadas na ocasião.

Aos 84 e 114 DAS observou-se tendência de diminuição dos valores médios da concentração de N-inorgânico, com estabilização das médias analisadas, sem diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos.

4.2.3.2.4 Safra 2009/2010: Plantio direto

Na Tabela 77, estão apresentados os valores médios de nitrogênio inorgânico ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NH}_4^+$), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e nitrogênio nítrico ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$) na camada de 0-20 cm do solo, para cada tratamento, com amostragens no dia seguinte à adubação de semeadura e às adubações de cobertura, e posteriormente a cada 30 dias até próximo à colheita.

Os coeficientes de variação máximos observados foram de 20% para os tratamentos (parcelas) e 17% para as subparcelas (tempo). Os valores médios de nitrogênio inorgânico ao longo do tempo na testemunha permaneceram na faixa de 43,2 a 56,4 mg kg^{-1} TSE, com variações das frações nítrica de 18,8 a 27,7 mg kg^{-1} TSE e amoniacal de 24,1 a 28,6 mg kg^{-1} TSE.

Para a adubação com uréia, os valores médios de N-inorgânico permaneceram na faixa de 40,8 a 62,2 mg kg^{-1} TSE, com variação da fração nítrica na faixa de 19,2 a 30,3 mg kg^{-1} TSE e variação da fração amoniacal, na faixa de 21,6 a 31,9 mg kg^{-1} TSE.

Com o dejetos bruto as médias de N-inorgânico permaneceram na faixa de 41,9 a 71,6 mg kg^{-1} TSE, com variações das frações nítrica de 19,5 a 39,1 mg kg^{-1} TSE e amoniacal de 22,4 a 32,4 mg kg^{-1} TSE.

Com o efluente tratado de reatores UASB houve variações das médias de N-inorgânico, da fração nítrica e da fração amoniacal de 44,6 a 63,6 mg kg^{-1} TSE, de 19,7 a 32,7 mg kg^{-1} TSE e de 24,9 a 31,1 mg kg^{-1} TSE, respectivamente.

TABELA 77. Teores de Nitrogênio inorgânico em LV eutroférico, ao longo do cultivo de milho em sistema de semeadura direta, no período de safra 2009/2010, (experimento 3), após adubação mineral e com efluentes da suinocultura bruto e tratado em reatores anaeróbios e aeróbio.

Fonte	DAS ¹					DMS	CV(%)
	1	30	54	84	114		
----- Nitrogênio inorgânico (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	56,4 cA	53,9 AB	43,2 bB	46,5 AB	45,1 AB		
Uréia	62,2 bcA	56,8 A	51,9 abAB	52,2 AB	40,8 B		
Dejeto Bruto	71,6 bA	56,6 B	56,0 abB	53,9 BC	41,9 C	12,8	11,6
Efl. UASB	63,6 bcA	50,9 AB	55,3 abAB	50,8 AB	44,6 B		
Efl. RBS	104,5 aA	62,6 B	57,8 aBC	57,5 BC	49,1 C		
DMS13,9.....						
CV(%)16,0.....						
----- Nitrogênio amoniacal (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	28,6 bA	26,9 A	24,1 A	24,4 A	26,3 A		
Uréia	31,9 bA	27,8 AB	27,1 AB	26,4 AB	21,6 B		
Dejeto Bruto	32,4 bA	25,2 AB	30,1 AB	26,3 AB	22,4 B	9,5	17,2
Efl. UASB	30,9 bA	26,5 A	31,1 A	27,5 A	24,9 A		
Efl. RBS	48,1 aA	26,5 B	29,3 B	26,5 B	25,3 B		
DMS9,7.....						
CV(%)19,1.....						
----- Nitrogênio nítrico (mg kg ⁻¹ TSE) -----							
Testemunha	27,7 cA	27,0 bA	19,1 bB	22,1 bAB	18,8 B		
Uréia	30,3 cA	28,9 bA	24,8 abAB	25,8 abA	19,2 B		
Dejeto Bruto	39,1 bA	31,4 abB	25,9 abBC	27,5 abB	19,5 C	6,5	11,9
Efl. UASB	32,7 bcA	24,3 bB	24,2 abB	23,2 bB	19,7 B		
Efl. RBS	56,4 aA	36,1 aB	28,5 aCD	30,9 aBC	23,8 D		
DMS7,1.....						
CV(%)17,0.....						

¹DAS: Dias Após a Semeadura. 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.

Para o tratamento com efluente do RBS, os valores médios de N-inorgânico, de N-nítrico e de N-amoniaco apresentaram a maior amplitude de variação ao longo do tempo, permanecendo, na faixa de 49,1 a 104,5 mg kg⁻¹ TSE, e de 23,8 a 56,4 mg kg⁻¹ TSE com variações da fração amoniaco de 25,3 a 48,1 mg kg⁻¹ TSE.

Pode-se observar que na época de safra, a maior média de concentração de N-inorgânico ocorreu novamente, ao utilizar-se o efluente do reator RBS como adubo, diferindo de todos os demais tratamentos.

Após a primeira adubação de cobertura aos 30 DAS, observou-se que as concentrações de N-inorgânico no solo não diferiram, possivelmente em razão dos menores teores de nitrogênio presentes no efluente de reator UASB e dejetos brutos, fato que culminou na necessidade de uma nova aplicação para completar a dose de N prescrita para o milho no Boletim Técnico 100 (CANTARELLA et al., 1997).

Após a segunda adubação de cobertura aos 54 DAS, o maior valor de N-inorgânico foi observado para os tratamentos com efluente de reator RBS, porém, diferindo estatisticamente, somente da testemunha sem adubação. Aos 84 e 114 DAS observou-se tendência de diminuição dos valores médios da concentração de N-inorgânico, com estabilização das médias analisadas, sem diferenças significativas entre os tratamentos.

4.2.3.3 Avaliações no solo: análises de fertilidade na safrinha 2009

Na Tabela 78 estão apresentados os atributos do solo obtidos nas análises de fertilidade, após as adubações de semeadura (T1) e cobertura (T2), e ao final do ciclo da cultura do milho de safrinha 2009 (T3), para os tratamentos, testemunha sem adubação (A), com adubação mineral (B), dejetos brutos (C), efluente de reatores UASB (D) e efluente do reator RBS (E).

Para o pH, não houve diferenças significativas ao longo do tempo, e entre os tratamentos em quaisquer das ocasiões estudadas (T1, T2 e T3), tanto no sistema de semeadura convencional (PC) como no sistema de semeadura direta (PD).

Embora não se tenha detectado diferenças estatísticas significativas, foram observadas médias de pH numericamente menores para o tratamento E, com efluente

do reator RBS no sistema de semeadura direta, com valores situando-se dentro da faixa que permite, segundo RAIJ et al. (1997), classificar a acidez do solo como “alta”. No T3, ao final do ciclo, todas as outras médias de pH, se situaram no intervalo de acidez “média”, segundo RAIJ et al. (1997).

A aplicação dos adubos minerais no plantio e cobertura do PD, e na cobertura do sistema de semeadura convencional resultou em valores médios de pH numericamente maiores. Apenas esses valores se situaram dentro da faixa de acidez do solo classificada por RAIJ et al. (1997) como “baixa”.

As médias de matéria orgânica variaram em todo o experimento, de 21 a 25 g/dm³, permanecendo dentro dos limites esperados de 16 a 30 g/dm³ para solos de textura média, conforme RAIJ et al. (1997). Os valores de matéria orgânica no PD não revelaram diferenças estatisticamente significativas ao longo do tempo, e entre os tratamentos em quaisquer das ocasiões estudadas (T1, T2 e T3). No entanto, ao final do ciclo foram observados valores numericamente maiores para todos os tratamentos, inclusive na testemunha, em função da queda de folhas baixas durante, e principalmente no final do ciclo da cultura.

No sistema de semeadura convencional, os valores médios de M.O. aumentaram no final do ciclo, com diferenças significativas, em função, também da senescência e secagem de folhas, principalmente as mais baixas. Entre tratamentos não foram observadas diferenças estatisticamente significativas, enquanto que no tempo T2, equivalente à adubação de cobertura, a aplicação do efluente de reatores UASB promoveu um significativo aumento dos teores de matéria orgânica do solo.

Os valores médios de P disponível às plantas (P resina) foram significativamente maiores nos tratamentos adubados com fertilizantes minerais (uréia+superfosfato simples+cloreto de potássio), tanto no PD como no PC. Nos outros tratamentos, os teores médios de P no solo, não diferiram significativamente entre si, em ambos os sistemas de semeadura, porém, no PC nota-se maior distanciamento entre a média da testemunha sem adubo (A) em relação aos tratamentos C, D e E, como resultado das adubações com águas residuárias.

TABELA 78. Atributos do solo na camada de 0-20 cm, após as adubações de semeadura (T1), e de cobertura (T2), e ao final do ciclo da cultura (T3), no milho safrinha 2009 cultivado em sistemas de semeadura direta (PD) e convencional (PC).

Sist. Plantio	Trat	pH (CaCl ₂)			M. O. (g/dm ³)			P resina (mg/dm ³)			K (mmol _c /dm ³)			Ca (mmol _c /dm ³)		
		T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
PD	*A	5,3	5,2	5,3	23	21	24	46 bA	44 aA	47 aA	4,4	4,2	4,3	31 bA	29 aA	35 abA
	B	5,6	5,2	5,4	23	21	26	268 aA	90 aB	107 aB	5,7	4,9	3,9	71 aA	36 aC	49 aB
	C	5,2	5,1	5,4	24	21	25	40 bA	28 aA	37 aA	3,7	3,5	3,4	31 bAB	26 aB	40 abA
	D	5,3	5,3	5,3	22	22	24	55 bA	60 aA	57 aA	4,5	4,4	3,2	30 bA	31 aA	34 abA
	E	5,0	4,9	5,0	23	21	25	57 bA	61 aA	58 aA	4,9	4,7	3,4	27 bA	25 aA	29 bA
PC	A	5,3	5,4	5,3	25 aAB	24 aB	26 aA	37 bA	36 bA	42 aA	5,1 abA	4,5 aB	4,5 aAB	39 bA	42 abA	38 aA
	B	5,7	5,6	5,4	25 aA	25 aA	26 aA	197 aA	86 aB	55 aC	6,1 aA	5,6 aA	4,7 aB	71 aA	51 aB	41 aC
	C	5,4	5,5	5,4	22 aB	24 aB	27 aA	41 bA	38 bA	44 aA	5,2 abA	5,3 aA	5,2 aA	38 bA	40 abA	40 aA
	D	5,4	5,4	5,5	22 aC	24 aB	27 aA	53 bA	40 bA	47 aA	4,9 bA	4,8 aA	4,7 aA	36 bA	38 abA	42 aA
	E	5,5	5,3	5,4	23 aB	23 aB	26 aA	43 bA	41 bA	42 aA	5,7 abA	5,3 aAB	4,8 aB	38 bA	36 bA	38 aA
		Mg (mmol _c /dm ³)			H+Al (mmol _c /dm ³)			SB (mmol _c /dm ³)			T (mmol _c /dm ³)			V (%)		
		T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
PD	*A	14	13	15	33	35	34	49,2 bA	46,2 aA	54,5 aA	81,9 bA	81,2 aA	88,8 aA	60 abA	56 aA	61 aA
	B	14	13	15	33	39	38	90,4 aA	54,3 aC	67,6 aB	123,2 aA	93,6 aC	105,1 aB	72 aA	58 aB	64 aB
	C	14	13	18	41	38	35	48,7 bB	41,9 aB	61,9 aA	89,6 bAB	80,2 aB	96,9 aA	54 bB	52 aB	63 aA
	D	14	14	16	34	35	38	49,4 bA	49,9 aA	53,4 aA	83,7 bA	84,9 aA	91,6 aA	58 abA	58 aA	58 aA
	E	12	11	13	44	48	46	44,6 bA	41,0 aA	46,4 aA	88,3 bA	88,7 aA	92,4 aA	50 bA	46 aA	50 aA
PC	A	13	13	13	37	36	36	56,4 bA	59,0 aA	55,7 aA	90,9 bA	94,5 aA	91,2 aA	60 bA	61 aA	61 aA
	B	14	14	13	31	31	35	90,8 aA	70,8 aB	57,9 aC	121,8 aA	101,8 aB	93,2 aB	74 aA	69 aA	62 aB
	C	13	14	14	35	31	32	56,2 bA	58,8 aA	59,2 aA	91,2 bA	89,8 aA	90,9 aA	62 bA	65 aA	65 aA
	D	14	14	16	33	34	32	54,4 bA	56,5 aA	62,2 aA	87,1 bA	90,0 aA	94,0 aA	62 bA	63 aA	66 aA
	E	14	13	14	30	36	33	57,5 bA	54,8 aA	56,8 aA	87,7 bA	90,8 aA	90,0 aA	66 abA	61 aA	63 aA

*A: testemunha; B: adubação mineral; C: adubação com dejetos de suínos; D: adubação com dejetos de suíno tratado em reator UASB; E: adubação com dejetos de suínos tratado em reatores UASB com pós-tratamento em reator RBS 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.

Os teores de P observados ao longo do tempo na testemunha sem adubação, no PD podem ser interpretados como “altos” (na faixa de 41 a 80 mg/dm³) e no PC, como “médios”, a “altos” (na faixa de 16 a 40 mg/dm³), para culturas anuais (RAIJ et al. 1997). Com a adubação de semeadura, os teores de P passaram a “muito altos” (80 mg/dm³), com a aplicação dos adubos minerais. Com a aplicação dos efluentes tratados, os valores se mantiveram na faixa de médio a altos teores, mesmo com a absorção do P pelas plantas, indicando, que os efluentes, foram suficientes para manter a fertilidade do solo.

Os teores de K no PD não diferiram significativamente ao longo do tempo, e entre os tratamentos em quaisquer das ocasiões estudadas (T1, T2 e T3), e, todos os valores médios, mesmo na testemunha sem adubação, permaneceram dentro da faixa de 3,1 a 6,0 mg/dm³ que permite interpretá-los como “altos” teores de K (RAIJ et al. 1997).

Para o Ca, na amostragem T1, após o plantio, nota-se que as águas residuárias aplicadas não influenciaram nos teores de Ca, comparativamente à adubação mineral, no entanto, observou-se aumento significativo, de T2 para T3, no teor de Ca, para o tratamento com o dejetos suíno em sistema de semeadura direta, provavelmente em função da decomposição dos sólidos presentes no dejetos suíno, junto à palhada.

As adubações não influenciaram os teores de Mg, não diferindo significativamente ao longo do tempo, e entre os tratamentos em quaisquer das ocasiões estudadas (T1, T2 e T3), tanto no sistema de semeadura convencional (PC) como no sistema de semeadura direta (PD). As médias variaram de 11 a 16 mg/dm³ no PD e de 13 a 16 mg/dm³ no PC, permanecendo muito acima do limite indicado, para interpretação dos teores de Mg como “altos”, segundo RAIJ et al. (1997).

A aplicação do dejetos, efluentes tratados e fertilizantes minerais não promoveu grandes alterações dos níveis de acidez potencial (H+Al) do solo. Os valores médios não diferiram entre tratamentos, e entre amostragens no tempo, em ambos os sistemas de semeadura. No PC as médias variaram de 33 a 48 mmol_c/dm³, e no PD de 30 a 37 mmol_c/dm³.

As somas de bases (SB) acompanharam o comportamento das médias de Ca, uma vez que este nutriente participa com o maior teor na sua composição.

A capacidade de troca de cátions (T) foi maior quando aplicados os fertilizantes minerais em T1, em ambos os sistemas de semeadura, diferindo com o maior valor entre tratamentos, o que pode ser resultado do efeito corretivo da acidez de carbonatos presentes no superfosfato simples aplicado neste tratamento. Em T2 e T3, as médias não diferiram entre tratamentos, uma vez que o superfosfato simples não foi aplicado em cobertura, por se tratar de fertilizante fosfatado.

Para a saturação por bases (V%) foi observado um acréscimo na amostragem T3, no tratamento C, da semeadura direta, devido aos aumentos dos teores de Ca e Mg no solo no final do ciclo, possivelmente em razão da decomposição dos sólidos presentes no dejetos bruto de suínos junto à palhada no PD. Observando T1, nota-se que as águas residuárias aplicadas interferiram pouco na saturação por bases, comparativamente aos fertilizantes minerais. Com exceção dos valores médios observados no tratamento E, no PD, cujos valores de V% foram baixos, e dos tratamentos com adubação mineral, cujos valores de V% foram altos em ambos os sistemas, os valores permaneceram dentro da faixa de 51 a 70%, (RAIJ et al., 1997), podendo ser interpretados como de nível médio.

Na Tabela 79 estão apresentados os teores de micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn e Zn) e de S-SO₄ e Al no solo obtidos nas amostragens, após as adubações de semeadura (T1) e cobertura (T2), e ao final do ciclo da cultura do milho de safrinha 2009 (T3), para os tratamentos de A a E.

No sistema de semeadura direta, as adubações não influenciaram os teores de boro presentes disponíveis no solo, em quaisquer dos períodos amostrados T1, T2 e T3. Por outro lado, no sistema de semeadura convencional, as doses aplicadas dos efluentes e do dejetos bruto no plantio resultaram em menor disponibilidade de boro em relação à testemunha, e à adubação mineral, com valores médios abaixo do limite de 0,20 mg/dm³, interpretado como baixo teor em solos, segundo RAIJ et al., (1997). Esses valores se recuperaram ao longo do tempo, não diferindo significativamente entre

tratamentos em T2 e T3, permanecendo no intervalo de 0,21 a 0,60 mg/dm³ para que sejam considerados médios no solo, segundo RAIJ et al., (1997).

Os teores médios de Cu também não foram influenciados pela aplicação das águas residuárias, não diferindo da testemunha sem adubação, nem do tratamento com adubação mineral, em quaisquer dos períodos de amostragem. Todas as médias, inclusive da testemunha sem adubação, foram muito acima do valor de 0,08, já indicado como alto por RAIJ et al., (1997).

Para o Fe, no sistema de semeadura direta, não houve influência dos tipos de adubação, possivelmente em função de a palhada atuar como barreira e reter boa parte do que é aplicado em superfície. No entanto, para o sistema de semeadura convencional, observou-se que os efluentes e dejetos nas doses aplicadas em semeadura promoveram acréscimo dos teores de Fe disponíveis, atingindo valores acima do limite de 12,0 mg/dm³ para que sejam considerados teores altos (em escala de baixo, médio e alto), segundo RAIJ et al., (1997). Como resultado da absorção pelas plantas, as concentrações de Fe no solo diminuíram a níveis semelhantes em todos os tratamentos.

Os valores médios de Mn no solo, em sistema de semeadura direta, também não sofreram influência das adubações, não diferindo entre tratamentos e entre os tempos amostrados. No PC, as doses de dejetos e efluentes aplicadas no plantio, influenciaram significativamente os teores de Mn disponíveis no solo, da mesma forma como observado para o Fe. Considerando o limite de 5,0 mg/dm³ para que seja considerada concentração alta de Mn no solo (RAIJ et al., 1997), os valores médios de Mn foram muitas vezes maiores, independentemente dos tratamentos aplicados.

Para o Zn, os valores médios no solo, não tiveram influência dos efluentes e dejetos aplicados no plantio e em cobertura tanto no PD como no PC. No sistema de semeadura direta as concentrações de Zn foram mais elevadas, com valores variando entre 0,5 a 1,0 mg/dm³, permanecendo nas faixas consideradas como de baixa a média concentração em solos, segundo RAIJ et al., (1997). No plantio direto, ao final do ciclo (T3), embora sem diferenças estatisticamente significativas, os tratamentos que

receberam efluentes e dejetos de suínos apresentaram concentrações baixas de Zn, considerando interpretação de RAIJ et al., (1997).

TABELA 79. Resultados das análises de solo na camada de 0-20 cm, para micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn, Zn), S-SO₄ e Alumínio, após as adubações de semeadura (T1), e de cobertura (T2), e ao final do ciclo da cultura (T3), no milho safrinha 2009 cultivado em sistemas de semeadura direta (PD) e convencional (PC).

Sist. Plantio	Trat	B (mg/dm ³)			Cu (mg/dm ³)			Fe (mg/dm ³)			Mn (mg/dm ³)			Zn (mg/dm ³)			S-SO 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	*A	0,30	0,25	0,21	5,9	6,5	6,3	10,0	10,0	7,5	25,0	29,8	34,7	0,4 aB	0,6 aAB	0,7 aA	30,0 bA	24,7 bA	26,7 bA	0	0	0
	B	0,30	0,24	0,27	5,7	5,9	6,0	8,3	8,5	7,5	24,9	28,0	37,6	0,6 aA	0,5 aA	0,6 aA	179,5 aA	95,5 aB	73,0 aB	0	0	0
	C	0,27	0,22	0,23	5,9	6,2	6,1	10,3	10,0	7,3	27,5	29,8	35,8	0,5 aA	0,4 aA	0,4 aA	32,0 bA	24,5 bA	20,5 bA	0	0,2	0
	D	0,27	0,21	0,24	6,2	6,3	6,0	9,8	9,5	7,0	23,6	28,9	32,7	0,5 aB	0,7 aA	0,4 aB	30,2 bA	25,2 bA	20,0 bA	0	0	0,2
	E	0,30	0,27	0,30	5,9	6,1	6,0	10,5	10,8	7,8	27,1	31,5	39,0	0,5 aA	0,4 aA	0,4 aA	39,2 bA	45,2 bA	39,7 abA	0,7	1	0,5
PC	*A	0,27 aA	0,22 bB	0,25 aAB	6,6	6,8	6,8	10,2 bcA	10,0 aA	7,0 aB	31,7 bA	32,9 aA	39,7 aA	0,6 aB	0,6 aB	1,0 aA	16,0 bA	24,5 bA	24,2 bA	0	0	0
	B	0,29 aA	0,28 abA	0,27 aA	6,7	6,8	6,7	9,7 cA	9,7 aA	7,0 aB	34,8 bA	34,1 aA	40,8 aA	0,7 aA	0,7 aA	0,6 bA	146,0 aA	82,2 aB	60,2 aC	0	0	0
	C	0,18 bB	0,22 bAB	0,23 aA	7,2	6,6	6,6	13,0 aA	9,7 aB	6,2 aC	53,7 aA	33,6 aB	37,8 aB	0,6 aA	0,6 aA	0,7 bA	19,0 bA	17,0 bA	13,2 bA	0	0	0
	D	0,14 bB	0,26 abA	0,22 aA	7,2	6,7	6,8	12,2 abA	10,7 aA	6,5 aB	48,5 aA	34,8 aB	36,6 aB	0,6 aA	0,5 aA	0,7 bA	24,7 bA	22,7 bA	12,2 bA	0	0	0
	E	0,13 bC	0,30 aA	0,22 aB	7,2	6,9	7,2	12,5 abA	11,2 aA	7,7 aB	47,0 aA	37,5 aB	33,8 aB	0,7 aA	0,6 aA	0,7 bA	20,5 bA	16,0 bA	11,0 bA	0	0	0

*A: testemunha; B: adubação mineral; C: adubação com dejetos de suínos; D: adubação com dejetos de suíno tratado em reator UASB; E: adubação com dejetos de suínos tratado em reatores UASB com pós-tratamento em reator RBS 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.

Os teores de S-SO₄ no solo, nos tratamentos com adubo mineral, em ambos os sistemas de semeadura, sofreram claramente a influência da aplicação de superfosfato simples na adubação de semeadura. Uma vez que este fertilizante apresenta enxofre em sua composição, as médias foram bastante elevadas em relação aos demais tratamentos, os quais não diferiram entre si estatisticamente.

Não foi verificada a presença de alumínio livre na solução do solo na maioria dos tratamentos e épocas de amostragem, exceto nos tratamentos C, D e principalmente E, do sistema de semeadura direta. Provavelmente isto se deve à impossibilidade de incorporação de calcário para correção no PD.

4.2.4 Contaminação do solo: coliformes totais e termotolerantes

a) Cultura do Sorgo safrinha 2008

Na Tabela 80 estão apresentados os valores das contagens de coliformes totais e termotolerantes nos efluentes, antes das aplicações. Após o armazenamento, as contagens de coliformes totais para os efluentes amonificado e nitrificado resultaram em valores de $4,6 \times 10^5$ NMP/100 mL e $1,5 \times 10^5$ NMP/100 mL, respectivamente. Para os coliformes termotolerantes, a contagem foi maior no efluente amonificado, com valor de $2,4 \times 10^5$ NMP/100 mL, enquanto que no efluente parcialmente nitrificado foi de $9,3 \times 10^4$ NMP/100 mL. O número de coliformes termotolerantes no efluente parcialmente nitrificado é o que mais se aproximou do limite de 4×10^3 NMP/100 mL, aceitável para irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, conforme interpretação das classes de uso para águas doces estabelecidas na resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005).

Segundo WHO (2006) a irrigação com águas residuárias contendo níveis de coliformes termotolerantes maiores do que 10^5 NMP/100 mL podem propiciar altos índices de contaminação em olerícolas, e, a não suspensão das aplicações por um período antes da colheita, pode representar riscos ao consumidor.

TABELA 80. Valores do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes nos efluentes amonificado e nitrificado aplicados por ocasião da adubação de cobertura, em substituição à uréia, na cultura do sorgo na safrinha de 2008.

Ocasião	Amostra	Coliformes totais (NMP/100mL)	Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)
cobertura	Efl. amonificado	$4,6 \times 10^5$	$2,4 \times 10^5$
	Efl. nitrificado	$1,5 \times 10^5$	$9,3 \times 10^4$

A contagem de coliformes termotolerantes no efluente parcialmente nitrificado permaneceu abaixo de 10^5 NMP/100 mL, permitindo a irrigação irrestrita, de culturas cujas partes comestíveis sejam ingeridas cruas, desde que não se desenvolvam rentes ao solo, e que sejam empregados sistemas de irrigação localizada (irrigação por gotejamento), ou então, permitindo a irrigação restrita, de culturas cujas partes comestíveis não sejam ingeridas cruas, e cujo manejo seja altamente mecanizado, considerando as diretrizes para reúso seguro de águas residuárias e excretas da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006). O efluente amonificado teve contagem de coliformes termotolerantes abaixo de 10^6 NMP/100 mL, permitindo ser utilizado somente para irrigação restrita, de culturas cujas partes comestíveis não sejam ingeridas cruas, com emprego de sistemas de irrigação em subsuperfície.

Para a cultura do sorgo, os riscos são menores, visto que a panícula não se desenvolve rente ao solo (altura média de plantas de 1,15 m para o híbrido AGN 8040) e que os grãos normalmente são consumidos somente após algum tipo de processamento, funcionando como barreira (WHO, 2006) à veiculação de patógenos aos animais e humanos consumidores.

Os resultados do monitoramento dos níveis de contaminação na camada superficial do solo, por coliformes totais e termotolerantes durante o experimento com o sorgo granífero estão apresentados na Figura 43. Antes da adubação com os efluentes não foi detectada a presença de coliformes pelo método utilizado.

Nas doses para suprir 100% da necessidade de N da cultura, as contagens de coliformes totais no solo logo após a aplicação aumentaram para $1,1 \times 10^3$ e $3,0 \times 10^3$ NMP/g TSE, com os efluentes nitrificado e amonificado, respectivamente. Para os

coliformes termotolerantes, as contagens no solo aumentaram para $5,0 \times 10^2$ e $5,3 \times 10^2$ NMP/g TSE, respectivamente, com os efluentes nitrificado e amonificado.

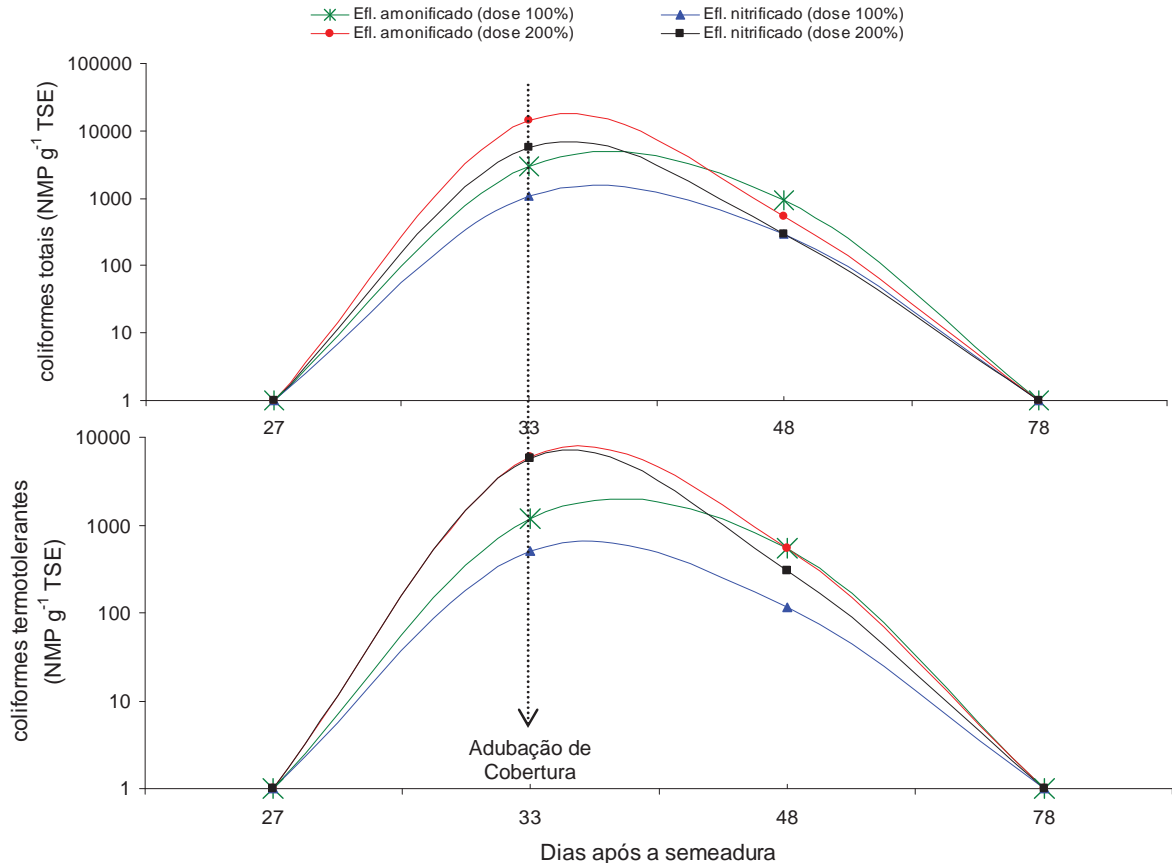


FIGURA 43. Curvas de decaimento de coliformes totais e termotolerantes no solo, nas parcelas em que foram aplicados os efluentes amonificado e nitrificado em substituição à uréia, por ocasião da adubação de cobertura, nas doses de 100 e 200% do N recomendado no Boletim Técnico 100 para a cultura do sorgo.

Com o dobro das doses, logo após a aplicação, houve incremento das contagens de coliformes totais no solo para valores de $5,7 \times 10^3$ e $1,4 \times 10^4$ NMP/g TSE, respectivamente, para os efluentes nitrificado e amonificado, e de coliformes termotolerantes para $9,4 \times 10^2$ e $5,9 \times 10^3$ NMP/g TSE, respectivamente.

Os maiores valores das contagens de coliformes totais e termotolerantes no solo observados para os tratamentos com o efluente amonificado logo após a adubação, se

explicam não apenas pelo maior teor de coliformes que este efluente possuía em relação ao nitrificado, mas também pelo menor teor de nitrogênio do mesmo, que resultou na aplicação de maiores volumes, para suprir a mesma necessidade de N da cultura.

Para doses menores, aplicadas visando suprir 100% do N requerido pela cultura, as taxas de decaimento de coliformes totais nos primeiros 15 dias após a adubação e 48 dias após a semeadura, com os efluentes nitrificado e amonificado, foram de $0,5 \times 10^2$ e $1,4 \times 10^2$ NMP/dia, respectivamente, e as contagens de coliformes totais remanescentes no solo foram de $3,0 \times 10^2$ e $9,3 \times 10^2$ NMP/g TSE, respectivamente, significando reduções de aproximadamente 73% e 69% da concentração de coliformes totais na camada superficial, durante o período. Para coliformes termotolerantes, observaram-se nos primeiros 15 dias após a adubação, taxas de decaimento de $2,5 \times 10^1$ e $4,5 \times 10^1$ NMP/dia, para os efluentes nitrificado e amonificado respectivamente, atingindo concentrações no solo de $1,2 \times 10^2$ e $5,3 \times 10^2$ NMP/g TSE, respectivamente, significando reduções de 77% e 54%, respectivamente, para os efluentes nitrificado e amonificado após 15 dias da adubação de cobertura.

Com o emprego de doses maiores dos efluentes (200% do N requerido pela cultura), as taxas de decaimento de coliformes totais nos primeiros 15 dias foram maiores, com valores de $3,6 \times 10^2$ e $9,0 \times 10^2$ NMP/dia, e reduções de 95 e 96% da concentração de coliformes totais no solo, e contagens remanescentes de $3,0 \times 10^2$ e $5,4 \times 10^2$ NMP/g TSE, para os tratamentos com efluente parcialmente nitrificado e amonificado respectivamente. Para coliformes termotolerantes, observaram-se nos primeiros 15 dias, taxas de decaimento de $4,3 \times 10^1$ e $3,6 \times 10^2$ NMP/dia, para os efluentes nitrificado e amonificado, respectivamente, atingindo concentrações no solo de $3,0 \times 10^2$ e $5,4 \times 10^2$ NMP/g TSE, respectivamente, significando reduções de 68% e 91%, respectivamente, para os efluentes nitrificado e amonificado após 15 dias da adubação de cobertura.

Nota-se que as contagens de coliformes totais e termotolerantes após 15 dias da adubação de cobertura, independentemente das doses aplicadas, foram maiores com a aplicação do efluente amonificado.

Observaram-se que, após a aplicação, partindo de valores de contaminação por coliformes totais e termotolerantes no solo, da ordem de 10^3 a 10^4 NMP/g TSE, e 10^2 a 10^3 NMP/g TSE, respectivamente, houve decaimento para valores da ordem de 10^2 NMP/g TSE, no 15º dia após a adubação, independentemente do volume e do tipo de efluente aplicado. Isto pode ter ocorrido devido à competição em desvantagem de bactérias do grupo coliformes, com microrganismos nativos do solo, dentre os quais, actinomicetos e fungos capazes de produzir antibióticos (LIMA et al. 2005). Segundo JAMIESON et al. (2002), as bactérias entéricas quando realocadas no ambiente solo-resíduo, passam a competir por nutrientes e água com bactérias residentes deste solo.

Aplicando-se dejetos brutos de suínos em solo cultivado sob sistema de semeadura direta CARGNIN et al (2006) observaram o declínio da população de coliformes totais e termotolerantes na superfície do solo, inferindo que o aumento da quantidade de carbono e nutrientes pela aplicação dos dejetos, favoreceu a atividade biológica de microrganismos nativos, os quais entraram em competição por nutrientes com os coliformes.

JIANG et al. (2002) trabalhando com dejetos de bovino inoculado com *E. coli*, incubaram misturas de dejetos:solo esterilizado, em diferentes proporções, e misturas de dejetos:solo fresco, em diferentes proporções. Os autores observaram maiores taxas de decaimento de *E. coli* nas misturas com amostras de solo fresco, onde a microbiota nativa do solo se encontrava intacta, e nas misturas com maiores proporções de dejetos, concluindo que a microbiota natural do solo é um fator da maior importância na taxa de inativação, no caso da *E. coli*, e que as taxas de decaimento são maiores quando há a aplicação de doses elevadas de dejetos.

A respeito do período máximo de sobrevivência de bactérias entéricas no solo, COOLS et al. (2001) estudaram a persistência de *E. coli* e *Enterococcus* provenientes de dejetos de suíno brutos misturados com solo na dose equivalente a 410 t/ha, sob condições controladas, e relataram que houve rápido declínio da população de ambas as espécies, atingindo o limite de detecção aos 26 dias para *E. coli* e aos 54 dias para *Enterococcus*, após a aplicação do dejetos.

Neste experimento, após 45 dias da adubação de cobertura (78 DAS), nos exames não foram detectados coliformes totais, nem termotolerantes na camada superficial do solo, indicando que nas doses aplicadas e condições edafoclimáticas estudadas, um período de 45 dias permite suficiente redução de patógenos no solo e a diminuição dos riscos de exposição dos trabalhadores, garantindo grãos livres de contaminação na colheita, já que esta operação é realizada normalmente mais de três meses após a adubação de cobertura do sorgo (aos 141 DAS no caso deste experimento).

Sob clima temperado, RUFETE et al. (2006) aplicando doses de dejetos de suínos bruto, equivalentes a 150 e 210 kg ha⁻¹ de N, com contagens de coliformes totais e termotolerantes de 5x10⁵ e 8x10³ UFC/ mL, respectivamente, em solo de textura médio-argilosa, com pH de 8,79, observaram redução da população de coliformes termotolerantes no solo para valores abaixo do limite de detecção somente a partir do 109º dia após a aplicação, provavelmente devido às condições de pH elevado, e temperaturas do solo mais baixas na região do estudo, que podem ter favorecido a persistência dos patógenos.

b) Cultura do Milho safra 2008/2009

Os valores das concentrações de coliformes totais e termotolerantes no dejetos bruto e efluentes aplicados na cultura do milho, safra 2008/2009, por ocasião da semeadura e da adubação de cobertura, estão apresentados na Tabela 81.

As concentrações de coliformes totais por ocasião da semeadura foram de 4,6x10⁶ NMP/100 mL no dejetos bruto, e de 4,6x10⁴ e 2,4x10⁴ NMP/100 mL nos efluentes dos reatores UASB (amoniificado), e do reator RBS (nitrificado), respectivamente, com influência do período de armazenamento. Na cobertura, os valores das concentrações de coliformes totais no dejetos bruto, efluente dos reatores UASB e efluente do reator RBS aplicados, foram de 2,4x10⁶, de 4,6x10⁴ e de 9,3x10³ NMP/100 mL, respectivamente, com influência do período de armazenamento.

TABELA 81. Valores do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no dejetto bruto e efluentes dos reatores UASB em dois estágios e pós-tratamento aeróbio (RBS), aplicados por ocasião da semeadura e cobertura, substituindo a adubação mineral na cultura do milho na safra 2008/2009.

Ocasão	Amostra	Coliformes totais (NMP/100mL)	Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)
plantio	Dejeto bruto	$4,6 \times 10^6$	$4,6 \times 10^6$
	Efl. UASB	$4,6 \times 10^4$	$4,6 \times 10^4$
	Efl. RBS	$2,4 \times 10^4$	$2,4 \times 10^4$
cobertura	Dejeto bruto	$2,4 \times 10^6$	$2,4 \times 10^6$
	Efl. UASB	$4,6 \times 10^4$	$4,6 \times 10^4$
	Efl. RBS	$9,3 \times 10^3$	$9,3 \times 10^3$

Os valores da concentração de coliformes termotolerantes no dejetto bruto aplicado foram de $4,6 \times 10^6$ NMP/100 mL, e de $2,4 \times 10^6$ NMP/100 mL, no plantio e na cobertura, respectivamente. Para o efluente dos reatores UASB aplicado, as contagens foram de $4,6 \times 10^4$ NMP/100 mL no plantio e na cobertura, enquanto que para o efluente do reator RBS, os valores foram de $2,4 \times 10^4$ e $9,3 \times 10^3$ NMP/100 mL, no plantio e na cobertura, respectivamente.

Tal como observado no experimento anterior, nos efluentes que passaram por pós-tratamento aeróbio (efluentes nitrificados) foram observadas as contagens de coliformes termotolerantes mais baixas, e mais próximas do limite de 4×10^3 NMP/100 mL aceitável para irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, conforme interpretação das classes de uso para águas doces estabelecidas na resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005).

Considerando as diretrizes da Organização Mundial da Saúde para uso seguro de águas residuárias e excretas (WHO, 2006), as contagens de coliformes termotolerantes observadas no dejetto bruto, acima de 10^6 NMP/100 mL, não permitiriam o seu uso para irrigação restrita ou irrestrita de qualquer cultura, a menos que se realize o tratamento para remoção de patógenos.

Nos efluentes dos reatores UASB (amonificado), tanto na adubação de semeadura, como de cobertura, as contagens de coliformes termotolerantes permaneceram no intervalo de monitoramento aceitável ($>10^4$ e $\leq 10^5$ NMP/100 mL)

segundo WHO (2006), para irrigação irrestrita, de culturas cujas partes comestíveis sejam ingeridas cruas, desde que não se desenvolvam rentes ao solo, e que sejam empregados sistemas de irrigação localizada (irrigação por gotejamento), ou então, aceitável para irrigação restrita, de culturas cujas partes comestíveis não sejam ingeridas cruas, e cujo manejo seja altamente mecanizado, com pouca exposição de trabalhadores. No efluente do reator RBS, por ocasião da semeadura, a contagem de coliformes termotolerantes também permaneceu na faixa citada, permitindo os mesmos usos, apesar de estar mais próximo do limite inferior de 10^4 NMP/100 mL.

Para o efluente do reator RBS (nitrificado), por ocasião da adubação de cobertura a contagem de coliformes termotolerantes foi mais baixa, situando-se no intervalo aceitável ($>10^3$ e $\leq 10^4$ NMP/100 mL), segundo WHO (2006), para irrigação irrestrita, de olerícolas (folhosas, etc) cujas partes comestíveis sejam ingeridas cruas, exceto raízes, ou então, aceitável para irrigação restrita, de culturas cujas partes comestíveis não sejam ingeridas cruas, permitindo-se o manejo manual, desde que tomadas as medidas de proteção aos trabalhadores.

A cultura do milho possui risco reduzido em relação à olerícolas e outras culturas que são consumidas cruas, uma vez que os grãos, além de se desenvolverem distantes do solo, possuem a proteção da palha e normalmente sofrem algum tipo de processamento (tal como o cozimento) antes de serem ingeridos por humanos ou animais, fatores estes que, segundo WHO (2006) funcionam como barreiras à veiculação dos patógenos, presentes nas águas residuárias, aos consumidores. Estes fatores, segundo WHO (2006) devem ser considerados como agentes de inativação dos patógenos, durante a tomada de decisão sobre o melhor sistema de tratamento, que deve ser econômico e tecnicamente viável, além de proporcionar eliminação de patógenos tal, que o alimento seja ingerido livre de contaminação microbiológica, ou com densidades baixas o suficiente para que as doenças não se manifestem.

Na Figura 44, estão apresentados os resultados das análises de concentração de coliformes totais e termotolerantes na camada superficial do solo durante o experimento com o milho na safra 2008/2009.

Imediatamente após a adubação de sementeira, para as parcelas que receberam dejetos brutos de suínos, foram verificadas contagens de coliformes totais e termotolerantes de $4,1 \times 10^3$ NMP/g TSE no solo. Este valor foi aproximadamente cem vezes maior do que os verificados nos solos das parcelas que receberam o efluente amonificado, de $4,2 \times 10^1$ NMP/g TSE para os coliformes totais e termotolerantes e nitrificado de $4,1 \times 10^1$ NMP/g TSE para os coliformes totais e termotolerantes, apesar da aplicação de doses muito maiores.

Após quinze dias da sementeira, as contagens de coliformes totais e termotolerantes no solo das parcelas adubadas com dejetos brutos diminuíram para $4,0 \times 10^1$ NMP/g TSE, o que significou redução de 99% do número de coliformes totais e termotolerantes na camada superficial do solo. Após o mesmo período, não foram detectados coliformes totais e termotolerantes nas parcelas adubadas com efluente de reatores UASB e efluente do reator RBS.

Após a adubação de cobertura, realizada aos 28 DAS (Figura 44), as contagens de coliformes totais no solo das parcelas adubadas com dejetos brutos de suínos aumentaram para $1,7 \times 10^4$ NMP/g TSE, enquanto que nas parcelas adubadas com efluente de reatores UASB e efluente do reator RBS foram consideravelmente menores, com valores de $1,2 \times 10^3$ e $1,1 \times 10^2$ NMP/g TSE, respectivamente, mesmo com doses aplicadas muito maiores do que as utilizadas para o dejetos brutos de suínos.

As contagens de coliformes termotolerantes aumentaram após a adubação de cobertura para valores de $3,3 \times 10^3$ NMP/g TSE, no solo das parcelas adubadas com dejetos brutos de suínos e de $1,2 \times 10^3$ NMP/g TSE. Adubando-se com o efluente do reator RBS a contaminação por coliformes termotolerantes no solo foi a menor, com valor de $1,1 \times 10^2$ NMP/g TSE, nos primeiros instantes após a aplicação.

Após 15 dias da adubação de cobertura (43 DAS), houve reduções das concentrações de coliformes totais, equivalentes a 99,8%, 97% e 62% na camada superficial do solo das parcelas tratadas, respectivamente, com dejetos brutos de suínos, efluente de reatores UASB e efluente do reator RBS. As contagens de coliformes totais diminuíram para valores iguais, de $4,1 \times 10^1$ NMP/g TSE em todos os tratamentos, indicando que a taxa de decaimento diária foi superior, na medida em que era maior a

contaminação no solo, sugerindo inativação de coliformes por competição com a microbiota nativa, assim como observado no experimento anterior, na cultura do sorgo.

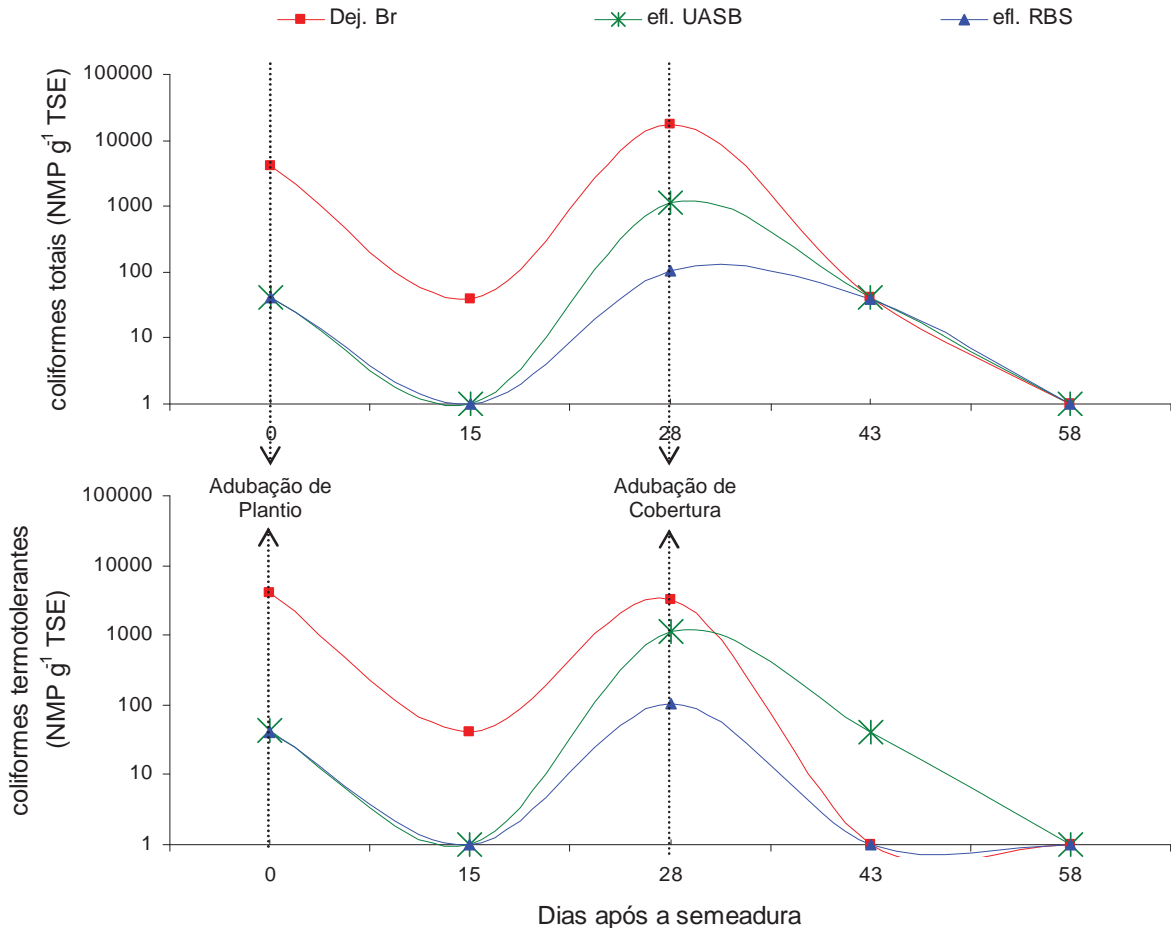


FIGURA 44. Decaimento de coliformes totais e termotolerantes em Latossolo Vermelho Eutroférrico, após adubação com dejetos brutos de suínos e tratado em reatores UASB e RBS, da cultura do milho, em sistema de semeadura convencional, na época de safra (2008/2009).

Diferentemente do observado no plantio, após 15 dias da adubação de cobertura ainda foram detectados coliformes termotolerantes nos solos das parcelas tratadas com efluente de reatores UASB (contagem remanescente de $4,1 \times 10^1$ NMP/g TSE), fato que se deve possivelmente à dose quase quatro vezes maior relativamente à dose do mesmo efluente aplicado no plantio.

As contagens de coliformes totais e termotolerantes resultaram em valores abaixo dos limites de detecção na amostragem feita aos 30 dias após a cobertura (58 DAS), indicando que para as doses aplicadas e nas condições edafoclimáticas estudadas, nos meses de dezembro a março, um período de interrupção nas aplicações de trinta dias resulta em maior segurança para reentrada de trabalhadores na área, sendo também suficiente para evitar contaminação dos grãos no processo de colheita, sobretudo porque é realizado normalmente de três a quatro meses após a cobertura.

c) Cultura do Milho safrinha 2009

As contagens de coliformes totais e termotolerantes no dejetos bruto, efluente de reatores UASB e efluente do reator RBS, aplicados no plantio e na adubação de cobertura do milho, realizado na safrinha 2009, meses de maio a setembro, estão apresentadas na Tabela 82.

TABELA 82. Valores do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no dejetos bruto e efluentes dos reatores UASB em dois estágios e pós-tratamento aeróbio (RBS), aplicados por ocasião da semeadura e cobertura, substituindo a adubação mineral na cultura do milho na safrinha 2009.

Ocasão	Amostra	Coliformes totais (NMP/100mL)	Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)
plantio	Dejeto bruto	$2,3 \times 10^5$	$2,3 \times 10^5$
	Efl. UASB	$7,5 \times 10^4$	$2,4 \times 10^4$
	Efl. RBS	$9,3 \times 10^3$	$9,3 \times 10^3$
cobertura	Dejeto bruto	$4,6 \times 10^6$	$4,6 \times 10^6$
	Efl. UASB	$2,4 \times 10^4$	$2,4 \times 10^4$
	Efl. RBS	$9,3 \times 10^3$	$9,3 \times 10^3$

No plantio, o dejetos bruto de suínos teve concentração de coliformes totais e termotolerantes acima de 10^5 NMP/100 mL, o que permitiria seu uso, segundo as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006) para irrigação restrita, de culturas cujas partes comestíveis não sejam ingeridas cruas, com emprego de sistemas de irrigação em subsuperfície, método difícil de ser aplicado para águas residuárias com elevados teores de sólidos tais como as de suinocultura.

Na cobertura, o dejetos bruto teve concentração de coliformes totais e termotolerantes maior, e, com valores acima de 10^6 NMP/100 mL, o que não seria permitido para o uso na irrigação de quaisquer culturas, de acordo com as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006).

Nos efluentes de reatores UASB, as contagens de coliformes totais e termotolerantes foram acima de 10^4 NMP/100 mL, tanto no plantio, quanto na adubação de cobertura, o que permitiria, conforme as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006), irrigação irrestrita, de culturas cujas partes comestíveis sejam ingeridas cruas, desde que não se desenvolvam rentes ao solo, e que sejam empregados sistemas de irrigação localizada (irrigação por gotejamento), ou então, permitindo a irrigação restrita, de culturas cujas partes comestíveis não sejam ingeridas cruas, e cujo manejo seja altamente mecanizado.

Os valores das contagens de coliformes totais e termotolerantes no efluente do reator RBS foram os que mais se aproximaram do limite, de 4×10^3 NMP/100 mL, aceitável para irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, conforme interpretação das classes de uso para águas doces estabelecidas na resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005).

Os valores de coliformes termotolerantes observados no efluente pós-tratado no reator RBS se situam no intervalo aceitável ($>10^3$ e $\leq 10^4$ NMP/100 mL), segundo WHO (2006), para irrigação irrestrita, de olerícolas (folhosas, etc) cujas partes comestíveis sejam ingeridas cruas, exceto raízes, ou então, para irrigação restrita, de culturas cujas partes comestíveis não sejam ingeridas cruas, permitindo-se o manejo altamente manual, desde que tomadas medidas de proteção aos trabalhadores.

Na Figura 45, estão apresentados os resultados das análises de concentração de coliformes totais e termotolerantes na camada superficial do solo durante o experimento com a cultura do milho na safrinha de 2009, em sistema de semeadura convencional.

A análise realizada antes da semeadura não detectou a presença de coliformes termotolerantes na superfície do solo. As contagens se elevaram logo após a aplicação dos efluentes no plantio, para valores de $1,1 \times 10^3$, $9,3 \times 10^1$ e $2,7 \times 10^2$ NMP/g TSE no solo

das parcelas adubadas com dejetos de suínos, efluente de reator UASB, e efluente do reator RBS, respectivamente.

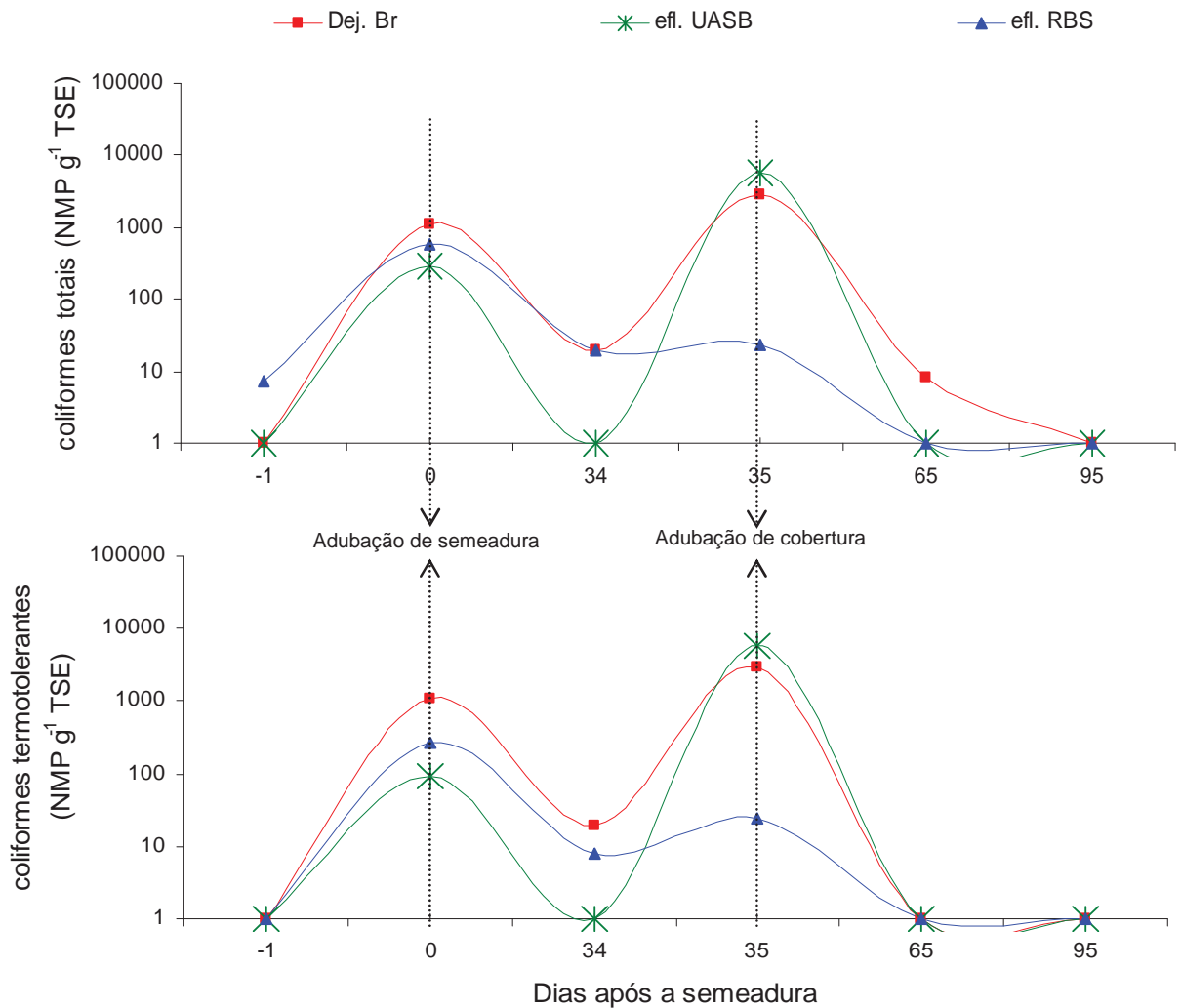


FIGURA 45. Decaimento de coliformes totais e termotolerantes em Latossolo Vermelho eutrófico, após adubação com o dejetos bruto de suínos (Dej. Br) e tratado em reatores UASB (efl. UASB) e RBS (efl. RBS), da cultura do milho, em sistema de sementeira convencional, na época de safrinha (2009).

Após trinta e quatro dias da sementeira, as populações de coliformes totais e termotolerantes atingiram o limite mínimo de detecção nas parcelas que receberam efluente de reatores UASB. Nas parcelas que receberam o dejetos bruto de suínos,

houve remanescentes de coliformes totais e termotolerantes no solo de $1,9 \times 10^1$ NMP/g TSE. No solo em que foi aplicado o efluente do RBS, também houve remanescentes de coliformes totais de $2,0 \times 10^1$ NMP/g TSE e de coliformes termotolerantes de $7,7 \times 10^0$ NMP/ TSE.

Após a adubação de cobertura, os níveis de coliformes totais e termotolerantes no solo se elevaram novamente, para valores próximos a 10^3 NMP/g TSE nas parcelas adubadas com dejetos brutos e efluente de reatores UASB, enquanto nas parcelas que receberam efluente pós-tratado em reator RBS, houve aumento para valores próximos a 10^1 NMP/g TSE. Após trinta dias da adubação de cobertura, não foram detectados coliformes termotolerantes no solo, mesmo onde se havia aplicado o dejetos brutos de suínos.

Na Figura 46 estão apresentados os resultados das análises de concentração de coliformes totais e termotolerantes na camada superficial do solo durante o experimento com a cultura do milho na safrinha de 2009, em sistema de semeadura direta.

Não foram detectados coliformes termotolerantes no solo das parcelas antes da semeadura. Imediatamente após a adubação de semeadura, as concentrações de coliformes termotolerantes aumentaram para valores de $1,2 \times 10^3$, $3,0 \times 10^2$ e $5,8 \times 10^1$ NMP/g TSE, nos tratamentos com dejetos brutos de suínos, efluente de reatores UASB e efluente pós-tratado em reator RBS, respectivamente.

Aos trinta e quatro dias após o plantio, somente foi detectada a presença de coliformes termotolerantes no solo das parcelas que receberam dejetos brutos de suínos, com valor remanescente de $1,9 \times 10^1$ NMP/g TSE.

As contagens de coliformes termotolerantes no solo aumentaram após a adubação de cobertura, para $3,1 \times 10^3$, $1,2 \times 10^3$ e $9,7 \times 10^0$ NMP/g TSE, nos tratamentos com dejetos brutos de suínos, efluente de reatores UASB e efluente pós-tratado em reator RBS, respectivamente. O pós-tratamento aeróbio (reator RBS) reduz a contaminação do solo, e a exposição de trabalhadores e de alimentos colhidos, aos patógenos, mesmo quando aplicado em doses maiores relativamente ao dejetos não tratado, no intuito de se satisfazer as necessidades da cultura.

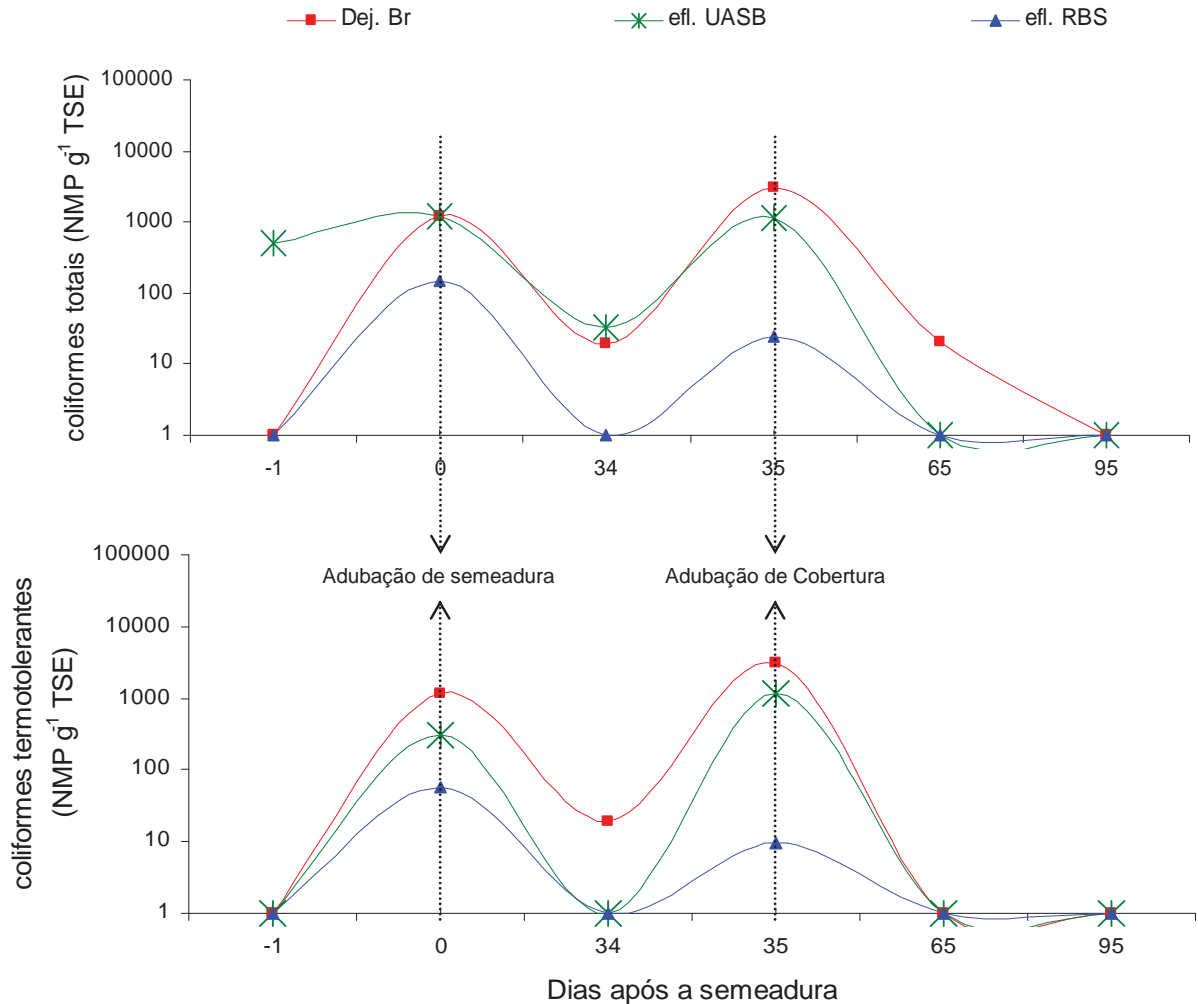


FIGURA 46. Decaimento de coliformes totais e termotolerantes em Latossolo Vermelho eutrófico, após adubação com o dejetos bruto de suínos (Dej. Br) e tratado em reatores UASB (efl. UASB) e RBS (efl. RBS), da cultura do milho cultivado em sistema de sementeira direta, na época de safrinha (2009).

Após 30 dias da adubação de cobertura (65 DAS), e aos 78 dias da colheita não se detectaram mais coliformes termotolerantes no solo, independentemente do tratamento aplicado, indicando baixa ou nenhuma exposição de trabalhadores e dos grãos colhidos à patógenos no final do ciclo da cultura.

De maneira geral, tanto no sistema de sementeira direta (SPD), como no sistema convencional, foram necessários o mesmo tempo para inativação completa dos

coliformes termotolerantes durante a safrinha, indicando que as boas condições de sobrevivência, tais como umidade, e abrigo oferecidas pela palhada do SPD não foram os fatores decisivos para a persistência de coliformes termotolerantes no solo.

d) Cultura do Milho safra 2009/2010

Na Tabela 83, estão apresentados os valores das contagens de coliformes totais e termotolerantes no dejetto bruto, efluente de reatores UASB e efluente do reator RBS, aplicados por ocasião da semeadura e da primeira e segunda adubações de cobertura do milho, na safra 2009/2010, meses de janeiro a junho.

TABELA 83. Valores do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no dejetto bruto e efluentes dos reatores UASB em dois estágios e pós-tratamento aeróbio (RBS), aplicados por ocasião da semeadura e coberturas, substituindo a adubação mineral na cultura do milho na safra 2009/2010.

Ocasão	Amostra	Coliformes totais (NMP/100mL)	Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)
plantio	Dejeto bruto	$1,5 \times 10^6$	$4,3 \times 10^5$
	Efl. UASB	$4,3 \times 10^4$	$4,3 \times 10^4$
	Efl. RBS	$9,1 \times 10^2$	$3,6 \times 10^2$
1ª cobertura	Dejeto bruto	$4,6 \times 10^6$	$4,6 \times 10^6$
	Efl. UASB	$2,4 \times 10^5$	$2,1 \times 10^4$
	Efl. RBS	$4,6 \times 10^4$	$7,5 \times 10^3$
2ª cobertura	Dejeto bruto	$1,5 \times 10^6$	$1,5 \times 10^6$
	Efl. UASB	$3,6 \times 10^3$	$3,6 \times 10^2$
	Efl. RBS	$9,1 \times 10^2$	$3,6 \times 10^2$

As concentrações de coliformes totais no dejetto bruto, efluente de reatores UASB e do reator RBS no plantio e coberturas, foram acima de 10^6 NMP/100 mL. Para os coliformes termotolerantes, as concentrações foram acima de 10^5 NMP/100 mL no plantio, permitindo seu uso, para irrigação restrita, de culturas cujas partes comestíveis não sejam ingeridas cruas, com o emprego de sistemas de irrigação em subsuperfície, conforme a OMS (WHO, 2006). Nas adubações de cobertura, as contagens de coliformes termotolerantes no dejetto bruto foram acima de 10^6 NMP/100 mL o que

impediria o uso para irrigação de quaisquer culturas, segundo diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006).

Nos efluentes de reatores UASB, as contagens de coliformes termotolerantes foram da ordem de 10^2 e 10^4 NMP/100 mL, antes da aplicação. A contagem observada na segunda adubação de cobertura foi abaixo do limite de 10^3 NMP/100 mL, que é o aceitável para irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto, segundo a interpretação das classes de uso para águas doces estabelecidas na resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005).

Considerando as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006), as contagens de coliformes termotolerantes observadas no efluente dos reatores UASB e do RBS, com valores acima de 10^2 NMP/100 mL, porém abaixo ou iguais a 10^3 NMP/mL, permitem utilizar o efluente na irrigação irrestrita, de culturas cujas partes comestíveis sejam raízes, as quais podem inclusive ser consumidas cruas, desde que higienizadas antes do consumo. Podem também, ser utilizadas para a irrigação irrestrita, de culturas cujas partes comestíveis sejam ingeridas cruas, e se desenvolvam rentes ao solo, desde que a irrigação seja por gotejamento (localizada).

Na Figura 47 estão apresentados os resultados das análises de concentração de coliformes totais e termotolerantes na camada superficial do solo durante o experimento com a cultura do milho na safra de 2010, em sistema de semeadura convencional.

Não foram detectados coliformes termotolerantes no solo, antes da adubação de semeadura. As contagens aumentaram, logo após a aplicação de semeadura, para $1,1 \times 10^3$, $5,8 \times 10^2$ e $5,9 \times 10^1$ NMP/g TSE nos tratamentos com dejetos brutos de suínos, efluente de reatores UASB e efluente do reator RBS, respectivamente, e vinte e sete dias após a adubação não se detectaram coliformes termotolerantes no solo, em quaisquer dos tratamentos aplicados.

Com a adição de dejetos brutos de suínos ao solo nas adubações de cobertura 1, e 2, elevaram-se as contagens de coliformes termotolerantes para valores da ordem de 10^3 NMP/g TSE, porém, assim como observado para os tratamentos que receberam efluentes tratados, após 30 dias da segunda aplicação de cobertura, a população de

coliformes termotolerantes já havia atingindo o limite mínimo de detecção, no sistema de semeadura convencional.

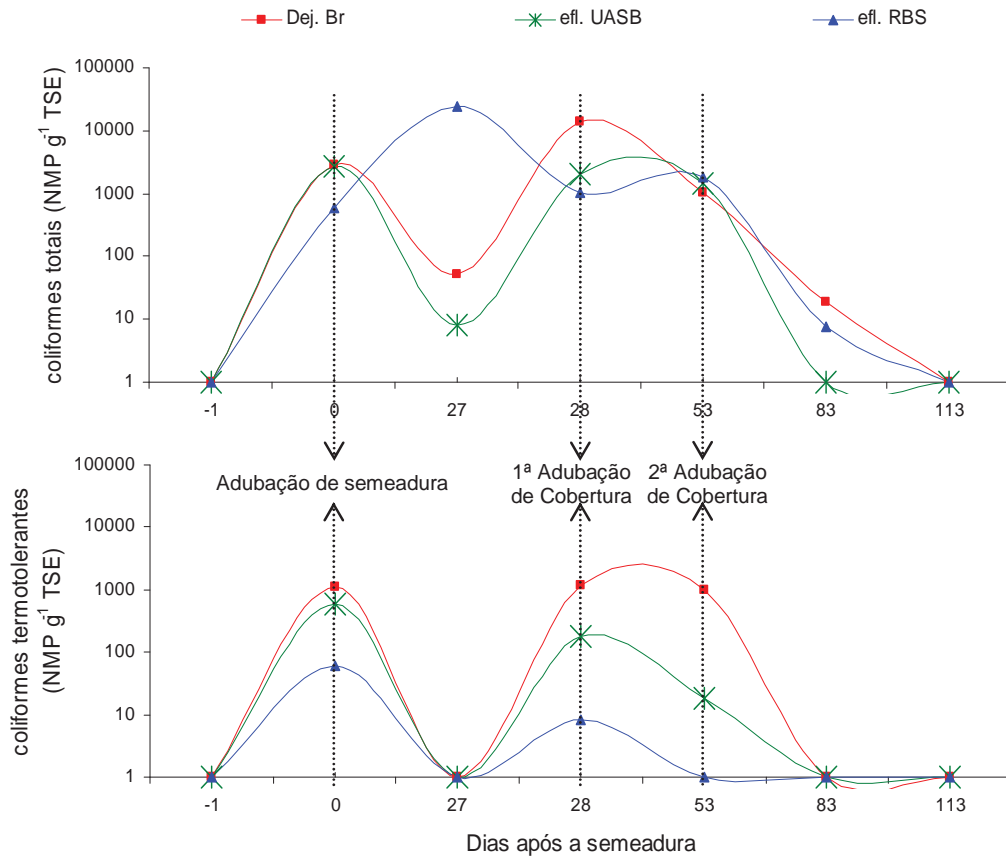


FIGURA 47. Decaimento de coliformes totais e termotolerantes em Latossolo Vermelho eutrófico, após adubação com o dejetos bruto de suínos (Dej. Br) e tratado em reatores UASB (efl. UASB) e RBS (efl. RBS), da cultura do milho cultivado em sistema de semeadura convencional, na época de safra (2009/2010).

Na Figura 48 estão apresentados os resultados das análises de concentração de coliformes totais e termotolerantes na camada superficial do solo durante o experimento com a cultura do milho na safra de 2010, em sistema de semeadura direta.

Assim como observado para o plantio convencional, não foram detectados coliformes termotolerantes, antes da adubação de semeadura. As concentrações de coliformes termotolerantes elevaram-se para valores, respectivamente, de $5,4 \times 10^2$, $5,0 \times 10^2$ e $5,9 \times 10^1$ NMP/g TSE, logo após a aplicação do dejetos bruto, efluente de

reatores UASB e efluente do reator RBS. No 27º dia após o plantio, somente foi detectada a presença de coliformes termotolerantes no tratamento que recebeu efluente de reatores UASB, com um remanescente de $8,3 \times 10^0$ NMP/g TSE, fato que se deve provavelmente à elevada dose em que este resíduo foi aplicado.

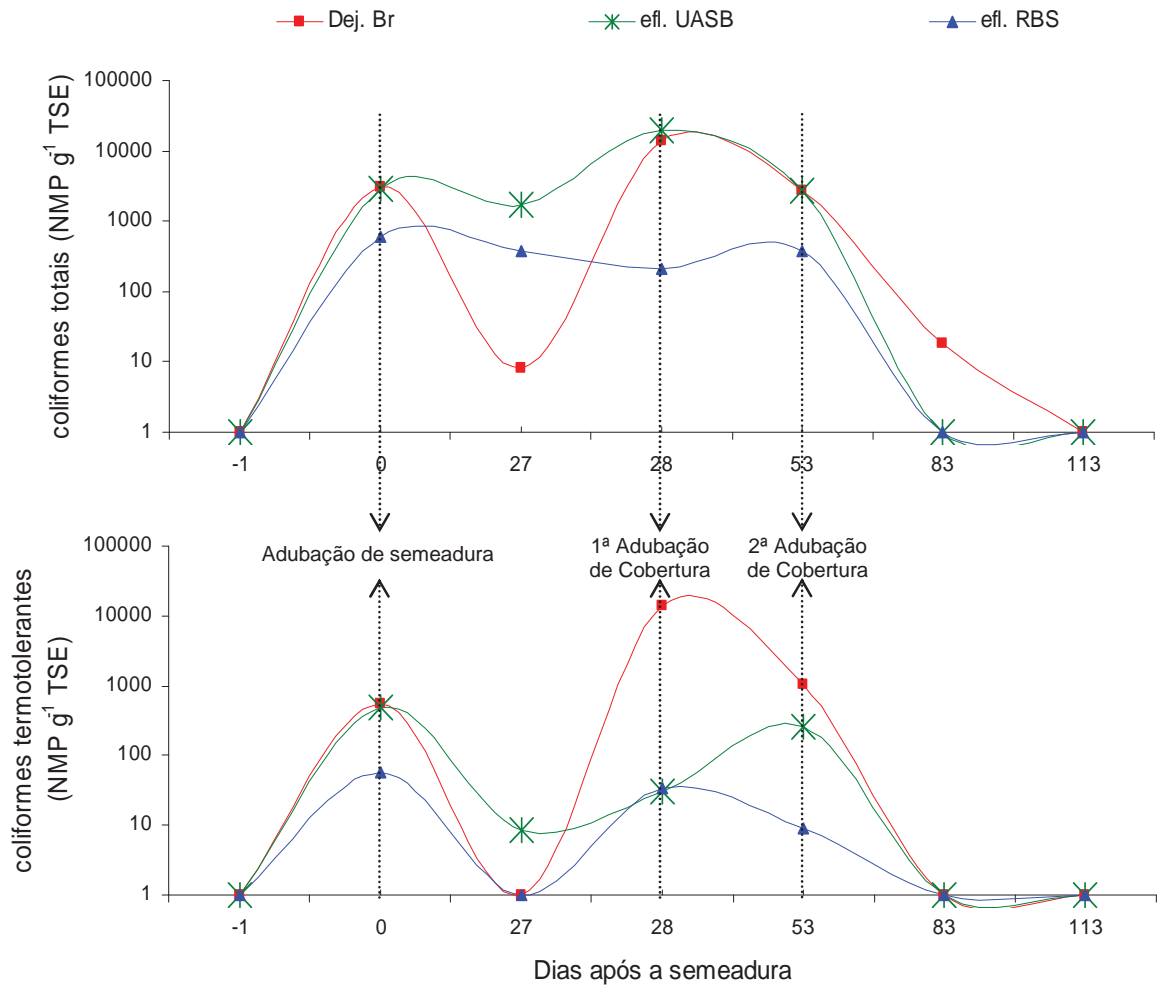


FIGURA 48. Decaimento de coliformes totais e termotolerantes em Latossolo Vermelho eutrófico, após adubação com o dejeito bruto de suínos (Dej. Br) e tratado em reatores UASB (efl. UASB) e RBS (efl. RBS), da cultura do milho cultivado em sistema de semeadura direta, na época de safra (2009/2010).

Nas coberturas 1 e 2, a adição de dejeito bruto de suínos promoveu aumentos da ordem, respectivamente, de 10^4 e 10^3 NMP/g TSE na concentração de coliformes

termotolerantes no solo, porém assim como observado para o sistema de semeadura convencional, trinta dias após a segunda cobertura, a população de coliformes termotolerantes já havia atingido o limite mínimo de detecção em todos os tratamentos.

De forma similar ao ocorrido no experimento de safrinha/2009, tanto no sistema de semeadura direta (SPD), como no sistema convencional, foram necessários o mesmo tempo para inativação completa dos coliformes termotolerantes, indicando novamente, que as boas condições de sobrevivência, tais como umidade, e abrigo oferecidas pela palhada do SPD não foram os fatores decisivos para a persistência de coliformes termotolerantes no solo.

V. CONCLUSÕES

5.1 Etapa I:

A eficiência máxima de remoção de DQO_{total} nos sistemas de tratamento anaeróbio, de até 96%, foram observadas com o TDH de 100 h e COV de 6,9 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹ no R1, quando também ocorreram remoções de 59% e 61% para P_{total} e NK, respectivamente.

Em todos os ensaios, no sistema com o segundo estágio de maior volume, conjunto I, foram observadas eficiências de remoção de DQO_{total}, SST, SSV e NK, de 93 a 96%, de 95 a 97%, de 92 a 97% e de 61 a 68% , respectivamente e são mais elevadas ou iguais às do sistema anaeróbio do conjunto II, mesmo operando com COV maiores. A inclusão do reator UASB do segundo estágio contribuiu para maior estabilidade do sistema e para o aumento nas eficiências de remoção da DQO, SST, P_{total} e patógenos.

Os maiores valores de produção volumétrica de metano nos sistemas de tratamento anaeróbio, de 0,377 e 0,402 Nm³ CH₄ (m³ d)⁻¹ para os conjuntos I e II, respectivamente, ocorreram no segundo ensaio, período com temperatura média do ar

mais elevada e amplitude térmica diária média de 12,5 °C, com COV de 8,0 a 9,4 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹ e TDH de 54 h no primeiro reator.

As eficiências médias de remoção do reator RBS, para DQO_{total} e coliformes termotolerantes foram acima de 40%, e 80%, respectivamente. O aumento do volume de ar insuflado no reator para satisfazer a elevada demanda carbonácea das águas residuárias de suinocultura melhorou a eficiência de remoção de nitrogênio nesse reator. Mesmo considerando as baixas remoções de nitrogênio e fósforo para as condições estudadas, o emprego do RBS ainda é interessante, em virtude da redução do volume do reator UASB de segundo estágio para equilibrar os custos com a implantação e operação do pós-tratamento aeróbio.

5.2 Etapa II:

Em virtude da elevada fertilidade dos solos neste estudo, não foi possível verificar mudanças estatisticamente significativas, de produtividade nas culturas com a substituição dos fertilizantes minerais por águas residuária de suinocultura bruta e tratada. A continuidade dos experimentos é essencial, uma vez que os efeitos podem ser cumulativos e podem manifestar-se a longo prazo, tanto nas plantas como no solo.

Na cultura do sorgo, o aumento das doses aplicadas dos efluentes amonificado (tratado em reatores UASB), e nitrificado (pós-tratado aerobiamente) em cobertura, coincidiu com o aumento da produtividade para ambos os efluentes.

O uso dos efluentes estudados como fonte de nutrientes é viável para manutenção da fertilidade dos solos, se complementados os nutrientes faltantes com adubação mineral.

A contaminação do solo e plantas, e a exposição de pessoas e animais à patógenos é 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 diminuição da contagem de coliformes termotolerantes no solo

nos primeiros quinze dias da aplicação, e em geral a ausência foi verificada a partir dos 30 dias.

VI. REFERÊNCIAS

ABREU NETO, M. S.; OLIVEIRA, R. A. Remoção de matéria orgânica de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbico em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n.1, p.148-161, jan./mar. 2009.

ABREU NETO, M. S.; OLIVEIRA, R. A. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator compartimentado seguido de reator UASB**. 2007. 170 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; ANDRADE, J. C. Determinação de Cu, Fe, Mn e Zn usando solução DTPA em pH 7,3. In: RAIJ, B. van.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Eds). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: IAC, 2001. cap. 16, p. 240-250.

AITA, C.; GIACOMINI, J. G. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2101-2111, 2008.

ANUALPEC: **Anuário da Pecuária Brasileira**. São Paulo: Instituto FNP, 2010. p. 257-271.

APHA. AWWA. WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater 21 ed. Washington. **American Public Health Association**, 2005.

ARCHER, D. B.; KIRSOP, B. H. The microbiology and control of anaerobic digestion. IN: WHEATLEY, A. **Anaerobic Digestion**. Cap. 2, p.44-74, 1991.

BARNETT, G. M. Phosphorus forms in animal manure. **Bioresource technology**. v.49, p.139-147, 1994.

BARTHOLOMEU, D. B.; BARTHOLOMEU, M.B.; MIRANDA, S.G.H.; CARVALHO, T. B. Legislação de recursos hídricos e o tratamento de dejetos na suinocultura paulista. In: **Congresso Brasileiro de Economia e Sociologia Rural (SOBER) 44**, 2006, Fortaleza. 1 CD-ROM.

BAUMGARTNER, D.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, T. R.; TEO, C. R. P. A.; VILAS BOAS, M. A. Reúso de águas residuárias da piscicultura e da suinocultura na irrigação da cultura de alface. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.1, p.152-163, jan./abr. 2007.

BERTON, R.S; Adubação Orgânica. In: RAIJ, B; VAN; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J, A; FURLANI, A.M.C. (EDS.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2ed. Campinas: Instituto Agrônômico e Fundação IAC, 1997. 285p.

BEZERRA, M. C. L., VEIGA, J. E., Agricultura Sustentável, Brasília, Ministério do Meio Ambiente; **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis**; Consórcio Museu Emílio Goeldi, 2000.

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.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. Gainesville: Ed. Wiley-Liss, 1994. p. 449.

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.

BLUNDEN, J.; ANEJA, V. P.; OVERTON, J. H. Modeling hydrogen sulfide emissions across the gás-liquid interface of na anaerobic swine waste treatment storage system. **Atmospheric Environment**, v.42, p.5602-5611, 2008.

BONFANTE, T. M. **Análise da viabilidade econômica de projetos que visam à instalação de biodigestores para o tratamento de resíduos da suinocultura sob as ópticas do mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL) e da geração de energia**. 2010. 175 f. Dissertação (Mestrado em Ciências: Administração de Organizações) - Faculdade de economia, administração e ciências contábeis de Ribeirão preto/USP, Ribeirão Preto, 2010.

BRANDÃO, V. S. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura utilizando filtros orgânicos**. Viçosa: UFV, 1999. 65p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 1999.

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.

BREMNER, J. M.; KEENEY, D. R. Determination and istope-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, 1966.

BREMNER, J. M. Nitrogen-total. In: SPARKS , D.L. et al. **Methods of soil analysis: Part 3—chemical methods**. Madison, WI: SSSA, 1996, p. 1085-1124. (Book Ser. 5.).

CAMPOS, C. M. M. DAMASCENO, L.H.S.; MOCHIZUKI, E.T.; BOTELHO, C.G. Avaliação do desempenho do reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.29, n.2, p.390-399, mar./abr. 2005a.

CAMPOS, C. M. M. MOCHIZUKI, E.T.; DAMASCENO, L.H.S.; BOTELHO, C.G. Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.29, n.4, p.848-856, jul./ago. 2005b.

CANTARELLA, H. & TRIVELIN, P.C.O. Determinação de nitrogênio total em solo. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J.A., eds. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 2001. p.262-269.

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.

CARGNIN, R. H. O.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; LUZ, L. P. da; TREVISAN, F.; CARVALHO, D. S. de; FELTRIN, R. Persistência de coliformes em solos com aplicação de dejetos líquidos de suínos. In: 5º Fertibio, Bonito, MS, 4p., **Resumos...** 2006 (CD ROM).

CARRINGTON E. G.; HARMAN, A.; PIKE, E. B. Inactivation of Salmonella during anaerobic digestion of sewage sludge. **Journal of Applied Bacteriology** 1982; 53: 331-334.

CASAGRANDE, J. R. R. **Efeito da adubação nitrogenada nas culturas de milho (Zea mays L.) e sorgo (Sorghum bicolor L.) na safrinha.** 2000. 49 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Produção Vegetal) - - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2000.

CHERNICHARO, C. A. L. de. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental and Science and Bio/Technology**, n.5, p.73-92, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. de. **Reatores anaeróbios:** princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Polytécnica LTDA, 1997. 246p.

CHIARELLI S. A.; OLIVEIRA, R. A. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbicos horizontais seguidos de reator operado em bateladas seqüenciais.** 2009. 170 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária), - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

COOLS, D.; MERCKX, R.; VLASSAK, K.; VERHAEGEN, J. Survival of E. coli and enterococcus spp. derived from pig slurry in soils of different texture. **Applied Soil Ecology**, v. 17, p. 53-62, 2001.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. **Séries históricas relativas às safras 1976/77 a 2009/2010 de área plantada, produtividade e produção.** Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1252et=2>>. Acesso em 11/03/2011.

COSTA, R. H. R. da; MEDRI, W. Modelling and optimisation of stabilization ponds system for the treatment of swine wastes: organic matter evaluation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.45, p.385-392, 2002.

CUNHA, L. **Uso do Biodigestor para Tratamento de Dejetos Suínos: estudo de caso na Empresa SADIA S.A.** 2006. 72 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Florianópolis, 2007.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos.** Boletim Informativo BIPERS, v. 10, n. 14, p.4-28, 2002

DILALLO, R.; ALBERTSON, O.E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federal**, Alexandria, v. 33, n. 4, p. 356-65, 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.** 2006. 146 f. Dissertação (mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2006.

DUDA & OLIVEIRA; Caracterização de lodo de reatores seqüenciais em batelada anaeróbio, em série, tratando águas residuárias de suinocultura. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola – CONBEA, 36., 2007, Bonito. **Anais...** Jaboticabal: SBEA, 2007. 1 CD- ROM.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbio operado em batelada seqüencial **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n. 4, p. 533-542, 2009.

EMBRAPA, **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p. il.

FANCELLI, A. L. **Plantas Alimentícias: guia para aula, estudos e discussão**. Centro Acadêmico "Luiz de Queiroz". ESALQ/USP, 1986. 131p.

FERNANDES, G. F. R. **Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2004. 135 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2004.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. de. 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, 2006.

FERREIRA, F. L. A.; AMARAL, L. do; LUCAS JUNIOR, J. de. Desempenho do Reator de Fluxo Ascendente com Leito de Lodo (UASB) na redução do poder poluente de águas residuárias de suinocultura. **Holos Environmental**, v. 1, n. 2, p. 228-237, 2001.

FERREIRA, F. L.; LUCAS JR. J.; AMARAL., L. A DO. Partial characterization of polluting load of swine wastewater treated with an integrated biodigestion system. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 90, n. 2, p 101-108, 2003.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, n. 5, p. 3-19, 2006.

FREITAS, S. R.; MELLO, M. C. S.; CRUZ, C. B. M. Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1-3, p. 353-362, 2005.

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; PINTO, F. A.; CECON, P. R.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção do milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n.1, p. 120-125, 2004.

FRIGO, E. P.; SAMPAIO, S. C.; FREITAS, P. S. L.; QUEIROZ, M. M. F.; NÓBREGA, L. H. P.; MALLMANN, L. S. Desempenho do sistema de gotejamento e de filtros utilizando água residuária da Suinocultura. **Revista Irriga**, Botucatu, v.11, n.3, p.305-318, 2006.

FRIGO, E. P.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; FAZOLO, A.; SILVESTRO, M. G.; CAOVIALLA, F. A. Avaliação da cultura da soja sob fertirrigação com água residuária da suinocultura. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 34., 2005, Canoas. **Anais...** Canoas: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 2005. CD-ROM.

GIROTTI, E. **Cobre e zinco no solo sob o uso intensivo de dejetos líquidos de suínos**, 121f., Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2007.

GOMES, S. D.; ZENATTI, D. C.; FAZOLO, A.; GOMES, B.M. Efeito do manejo da lâmina de água nas características de efluentes gerados na produção de suínos. In. Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários, 1, 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Embrapa e Sbera, 2009. p.31-36.

GONÇALVES, R. A. B. **Diagnóstico da aplicação de águas residuárias da suinocultura na cafeicultura irrigada das regiões do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba-Mg**. Viçosa: UFV, 2002. 65p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 2002

GUIVANT, J. S. Conflitos e negociações nas políticas de controle ambiental: o caso da suinocultura em Santa Catarina. **Ambiente e Sociedade**, Florianópolis, v.23, p.101-123, maio 1997.

GUIVANT, J. S. Encontros e desencontros da sociologia rural com a sustentabilidade agrícola: uma revisão temática. **Boletim de informações bibliográficas**. Associação Nacional de PósGraduação em Ciências Sociais (ANPOCS), 38, pp. 51-78,1994.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE**. Disponível: <[http://sidra .ibge.gov.br](http://sidra.ibge.gov.br)>. Acesso em: 20 de fev. 2011.

JAMIESON, R. C.; GORDON, R. J.; SHARPLES, K. E.; STRATTON, G. W.; MADANI, A. Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: a review. **Canadian Biosystems Engineering**, v. 44, p. 1.1-1.9, 2002.

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, 1983.

JIANG, X.; MORGAN, J.; DOYLE, M. P. Fate of Escherichia coli O157:H7 in manure-amended soil. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 68, n. 5, p.2605-2609, 2002.

KONZEN, E. A. **Viabilidade ambiental e econômica de dejetos de suínos**. Embrapa Milho e Sorgo: Sete Lagoas, 2006. 27 p. 21 cm. - (Documentos / Embrapa Milho e Sorgo, ISSN 1518-4277, 59).

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M. Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura. **R. Bras. Eng. Agric. Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 11, p. 1220-1225, 2009b.

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

LIMA, S. M. S.; SOUSA, J. T.; ARAÚJO, H. W. C.; FIGUEIREDO, A. M. F.; CEBALLOS, B. S. O. Qualidade sanitária de efluentes tratados para reúso agrícola. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 6, n. 2, p. 32-39, 2005.

LUDKE, J. V.; LUDKE M. C. M. M. Preservação ambiental. **Suinocultura Industrial**, São Paulo, v. 25, n. 2, p.10-14, 2002

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C. & OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: Princípios e aplicações**. 2.ed. Piracicaba, POTAFOS, 1997. 319p.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 251 p.

METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.

MIRANDA, A. P.; LUCAS JR, J.; THOMAS, M. C. **Redução de sólidos e produção de biogás em biodigestor abastecidos com dejetos de suínos alimentados com dietas formuladas com milho ou sorgo**. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, GERAÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DE RESÍDUOS ANIMAIS, 1., 2009, Florianópolis-SC. Artigo.... Florianópolis: Siger, 2009, p.258-263

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

NOGUEIRA, C. C. P.; SILVA, I. J. O. Aplicação de águas residuárias de suinocultura na irrigação, **Revista Thesis**, São Paulo, ano III, v. 6, p. 18-29, 2º Sem. 2006.

OLIVA, C. A.; SOUZA, J.; SOUZA, S. N. M.; SORDI, A. **Potencial de conservação de energia nos processos de produção em uma propriedade rural.** <http://www.feagri.unicamp.br/energia/agre2002/pdf/0033.pdf> 4o Encontro de Energia no Meio Rural – AGRENER, 2002. FEAGRI – Unicamp. Trabalho num 33. 7p.

OLIVEIRA, P. A. V. **Produção e manejo de dejetos de suínos.** EMBRAPA Suínos e aves – Concórdia-SC. Disponível em: http://www.cnpsa.embrapa.br/pnma/pdf_doc/8-PauloArmando_Producao.pdf acesso em 14 abr 2011. 19f.

OLIVEIRA, P. A. V. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas** / Coordenado por Paulo Armando Victória de Oliveira - Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 109p.; 29cm. Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA II;

OLIVEIRA, R. A. **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.; CAMPELO, P. L. G.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; CECON, P.R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de solo pdzólico Vermelho amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.2, p.263-267, 2000.

OLIVEIRA, R. A. de; DUDA, R, M.; LONGARESSI, R. h.; **Reatores UASB em dois estágios seguidos de reator seqüencial em batelada aeróbio para o tratamento de**

águas residuárias de suinocultura. In IX Taller latinoamericano de digestión anaeróbia, 9, 2008, Isla de Pascua-CI, CD-ROM.

PERDOMO, C. C. Uso racional de dejetos suínos. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE SUINOCULTURA, 1., 1996, Campinas, SP. **Anais...** Campinas: Gessuli, p.1-19, 1996.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M. **Considerações sobre a questão dos dejetos e o meio ambiente.** In: SOBESTIANSKY, J.; WENTZ, I.; SILVEIRA, P. R. S.; SESTI, L. A. C. (Ed.). Suinocultura Intensiva: produção, manejo e saúde do rebanho. Brasília: Embrapa-SPI; Embrapa-CNPSo, 1998. p. 221 – 235.

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.

PEREIRA-RAMIREZ, O; QUADRO, M, S; ANTUNES, R, M; KOETZ, P, R; **Influência da recirculação/alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura,** Laboratório de Saneamento Rural - Faculdade de Engenharia Agrícola - Universidade Federal de Pelotas, RS-Brasil, 2003.

PRIOR, M. **Efeito da água residuária de suinocultura no solo e na cultura do milho.** Tese (Doutorado) -Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2008.

PRIOR, M.; SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; OPAZO, M. A. U.; DIETER, J. Acúmulo e percolação de fósforo no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.), **Pesquisa Aplicada e Agrotecnologia**, v.2, n.1, Jan. - Abr. 2009.

RAIJ, van B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo – Introdução. In: 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. p. 30.

RAIJ, van B.; QUAGGIO, J. A. Determinação de Fósforo, Cálcio, Magnésio e Potássio extraídos com resina trocadora de íons. In: RAIJ, B. van.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Eds). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: IAC, 2001. cap. 11, p. 189-199.

RAMIRES, R. D. A. **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

RAMIRES, R. D. A.; OLIVEIRA, R. A. D. E.de. **Remoção de DQO, SST, N, P e coliformes em reatores UASB em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 34., 2005, Canoas, RS. Anais... Canoas: CONBEA, 2005. 1CD-ROM

RIBAS, M. M. F.; BORGES, A.C.; FORESTI, E. Avaliação do uso de reatores anaeróbios em batelada no tratamento de águas residuárias de atividades agropecuárias. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, CONBEA, 33., 2004, São Pedro-SP. **Resumos...** São Pedro: SBEA, 2004. 1 CD- ROM.

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

ROPPA, L. A. suinocultura no mundo. **Revista Porkworld**, São Paulo, v.3, n.17, p.14-37, 2003.

ROPPA, L. Tendências da suinocultura mundial e as oportunidades brasileiras. **Anuário da Pecuária Brasileira**, São Paulo, p. 281-284, 2002.

RUFETE, B.; PEREZ-MURCIA, M. D.; PEREZ-ESPINOSA, A.; MORAL, R.; MORENO-CASELLES, J.; PAREDES, C. Total and fecal coliform bacteria persistence in a pig slurry amended soil. **Livestock Science**, v. 102, p. 211-215, 2006.

SANTANA, A. M; 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.

SANTOS, T. M. B.; LUCAS JUNIOR, J.; SILVA, F.M. Avaliação do desempenho de um aquecedor para aves adaptado para utilizar biogás como combustível. **Engenharia Agrícola**, v.27, n.3, p.658-664, 2007.

SEGANFREDO, M. A. Uso de dejetos suínos como fertilizantes e seus riscos ambientais. In:_____. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p.149-175.

SEIDEL, E. P.; GONÇALVES JR, A. C.; VANIN, J. P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de semeadura direta. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 32, n. 2, p. 113-117, 2010.

SERAFIM, R. S.; LUCAS JUNIOR, J. Fósforo e nitrogênio nos dejetos de suínos produzidos sob diferentes sistemas de higienização das baias. In: CONGRESSO

BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALIZADOS EM SUÍNOS, 11., 2003, Goiânia.

Anais... Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves, 2003. p. 449-450

SILVA, F. A. S. E.; AZEVEDO, C. A. V. A. A New Version of the Assistat-Statistical Assistance software. In: WORLD CONGRESS ON COMPUTERS IN AGRICULTURE 4, 2006, Orlando-FL-USA: **Anais...** Orlando: American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2006. p. 393-396.

SILVA, A. A. **Viabilidade técnica e econômica da implantação da biodigestão anaeróbia e aplicação de biofertilizante nos atributos de solo e plantas.** 2009. (tese de doutorado) Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” – Jaboticabal, SP, p.168, 2009.

SIMS, J. T.; SIMARD, R. R.; JOERN, B. C. ,. Phosphate loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. **J. Environ. Qual.** 27:277-293, 1998.

SMANHOTO, A. **Aplicação de água residuária tratada na suinocultura em solo cultivado com soja,** Botucatu: [s.n.], xiii, 121 f., tese (doutorado) Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciência Agrônomicas Câmpus Botucatu, 2008.

SOUZA, C. F.; CAMPOS, J. A.; SANTOS, C. R.; BRESSAN, W. S.; MOGAMI, C. A. **Produção volumétrica de metano – dejetos suínos.** Ciência e Agrotecnologia, Lavras, v.32, n.1, p.219-224, 2008.

SÜPTITZ, L. A. S.; WOBERTO, M. C. R.; HOFER, E. Management costs in pig farming: a case study, **Custos e agronegócio online** - v. 5, n. 1 - Jan/Apr - 2009. ISSN 1808-2882.

TAKITANE, I. C. **Produção de dejetos e caracterização de possibilidades de aproveitamento em sistemas de produção de suínos com alta tecnologia no estado de São Paulo.** 2001. 137p. Tese. Doutorado em agronomia. Faculdade de

Ciências Agronômicas do Câmpus de Botucatu. Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

TESTA, V. M.; NADAL, R.; MIOR, L. C.; BALDISSERA, I. .T; CORTINA, N. O **Desenvolvimento Sustentável do Oeste Catarinense: Proposta para discussão**. Florianópolis: Epagri, 1996. 247 p.

U.S. Environmental Protection Agency, (U.S. EPA). **Guidelines for Water Reuse**. Washington DC: U. S. EPA, 2004, 450 p.

VANDERLIP, R. L.; REEVES, H. E. Growth stages of sorghum. **Agronomy Journal**, Madison, v. 64, p. 6-13, 1972.

VAN RAIJ, B., CANTARELLA, H., QUAGGIO, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. Campinas: IAC, 1997. 572p.

VAZOLLER, R. F. **Biodiversidade: perspectivas e oportunidades tecnológicas, microbiológicas e saneamento ambiental**. Disponível em: <<http://www.bdt.fat.org.br/publicacoes/padct/bio/cap.0/3/rosbio.html>>. Acesso em: 10 fev. 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à Qualidades das Águas e ao Tratamento de Esgoto**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Genebra, 1989. 74 p. (Technical Report Series, 778).

WHO. WORLD HEALTH Organization. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater - policy and regulatory aspects**. Genebra, 2006. v.1, 100 p.

YAN, L.; ZHANG, Y.; LI, C.; HAN, X. **Effectiveness Research of UASB Treatment Piggery Wastewater**. Advanced Materials Research, pg 188-192, vol 183-185, 2011

ZUCUNI PES, L. **Fluxo de gases de efeito estufa em sistemas de preparo do solo e rotação de culturas no planalto do rio grande do sul**. Mestrado em Engenharia Agrícola. 91f. 2009. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria-RS