

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL

**DESEMPENHO DE SISTEMA COMPOSTO POR REATORES
ANAERÓBIOS EM SÉRIE SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO
PERCOLADOR NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
DE SUINOCULTURA.**

Rose Maria Duda
Engenheira Química

Jaboticabal, SP - Brasil
2010

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**DESEMPENHO DE SISTEMA COMPOSTO POR REATORES
ANAERÓBIOS EM SÉRIE SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO
PERCOLADOR NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
DE SUINOCULTURA.**

Rose Maria Duda

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

Fevereiro de 2010

Duda, Rose Maria
D844d Desempenho de sistema composto por reatores anaeróbios em série seguido de filtro biológico percolador no tratamento de águas residuárias de suinocultura / Rose Maria Duda. – Jaboticabal, 2010
xii, 241 f.: il.; 28 cm

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2010.

Orientador: Roberto Alves de Oliveira

Banca examinadora: Eugênio Foresti, Maria Bernadete Amâncio Varesche, Manoel Victor Franco Lemos, Edson Aparecido Abdul Nour.

Bibliografia

1. Atividade metanogênica 2. Arquéias metanogênicas 3. Carga orgânica volumétrica 4. Nutrientes 5. Pós-tratamento I. Título. II. Jaboticabal - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 628. 35

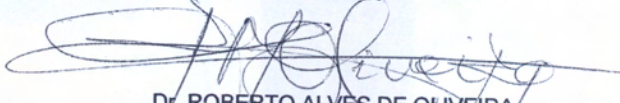
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

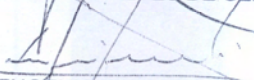
TÍTULO: DESEMPENHO DE SISTEMA COMPOSTO POR REATORES ANAERÓBIOS EM SÉRIE SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA.

AUTORA: ROSE MARIA DUDA

ORIENTADOR: Dr. ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR em MICROBIOLOGIA AGROPECUÁRIA pela Comissão Examinadora:


Dr. ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA


Dr. EUGÊNIO FORESTI


Dra. MARIA BERNADETE AMÂNCIO VARESCHÉ


Dr. MANOEL VICTOR FRANCO LEMOS


Dr. EDSON APARECIDO ABDUL NOUR

Data da realização: 24 de fevereiro de 2010.


Presidente da Comissão Examinadora
Dr. ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA

DADOS CURRICULARES DA AUTORA

ROSE MARIA DUDA – Filha de Henrique Duda e Cecília Schraier Duda, nascida em Rio Azul, no Estado do Paraná, no dia 14 de novembro de 1975. Graduada em Engenharia Química pela Universidade Federal do Paraná em junho de 2003. De março de 2004 a fevereiro de 2006 realizou o Curso de Pós-graduação em Microbiologia Agropecuária, em nível de Mestrado, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista, situada em Jaboticabal – SP. No mês de março de 2006, iniciou o Curso de Pós-graduação em Microbiologia Agropecuária, em nível de Doutorado na mesma instituição.

Aos meus pais,

Henrique e Cecília

Com os quais aprendi as primeiras e as mais belas lições da vida.

Pelo exemplo de vida e bravura no árduo trabalho praticado diariamente para possibilitar nossa formação.

Aos meus queridos irmãos

Cristina e Luiz

por serem além de TUDO grandes amigos.

Ofereço

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus que com sua infinita sabedoria e bondade tem guiado os meus passos e colocado no meu caminho pessoas maravilhosas, que tem me ajudado a crescer como ser humano e profissional.

Ao Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira, alma nobre e generosa, pela sua orientação, incentivo, dedicação e amizade. Foi uma honra ser sua orientada!

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da UNESP, Campus de Jaboticabal (FCAV/UNESP) e aos professores do curso de pós-graduação, pelo aperfeiçoamento profissional.

Ao professor Dr. Manoel Victor Franco de Lemos, do Laboratório de Genética de bactérias da UNESP/Jaboticabal pelo incentivo e colaboração na realização da análise da metagenômica do lodo dos reatores anaeróbios.

Aos funcionários da FCAV-UNESP pela colaboração no desenvolvimento deste trabalho.

Aos amigos Adélia, Adriana, Adriane, Airon, Alexandre, Ariane, Bruna, Cristiane, Denise, Diego, Estevão, Fernanda, Giovana, Gracie, Juliana, Kamilla, Laura, Miller, Mário, Marcelo, Marcela, Max, Reginaldo, Ricardo, Roseane, Samantha pela amizade e companhia diária no laboratório. Obrigada por tudo!

À Larissa Scatolin, Marta Neves, Juliana e Janaína pela preciosa colaboração na realização da análise da metagenômica do lodo dos reatores anaeróbios e pela amizade sincera.

Ao Dr. Luciano T. Kishi pela valiosa ajuda prestada nas análises de bioinformática.

A todos os meus familiares e especialmente aos meus avós Miguel, Maria, Adão e Catinela pelo estímulo e apoio.

À FAPESP, pela concessão de bolsas de estudos e auxílio.

A todos que de uma forma ou de outra, fizeram parte deste período importante da minha vida. *Obrigada!*

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE TABELAS.....	xx
RESUMO.....	xxviii
PALAVRA-CHAVE.....	xxviii
SUMMARY.....	xxix
KEYWORDS.....	xxix
1. INTRODUÇÃO.....	12
2. OBJETIVOS.....	15
2.1 Objetivo geral.....	15
2.2 Objetivos específicos.....	15
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	16
3.1. Suinocultura.....	16
3.2. Tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura.....	18
3.2.1 Tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura.....	19
3.2.2 Filtro anaeróbio no tratamento de águas residuárias de suinocultura.....	24
3.3 Microbiota no lodo de reatores anaeróbios tratando águas residuárias de suinocultura.....	29
3.3.1 Atividade metanogênica específica.....	29
3.3.2 Aplicação da técnica metagenômica (região conservada RNAr 16S).....	31
3.4 Hidrodinâmica de reatores anaeróbios.....	33
3.5 Pós-tratamento de águas residuárias em filtros biológicos percoladores.....	35
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	42
4.1 Local.....	42
4.2 Instalações Experimentais.....	42
4.2.1 Tratamento secundário: Reator UASB seguido do filtro anaeróbio de fluxo ascendente.....	43
4.2.2 Pós-tratamento: Filtro biológico percolador e decantador.....	45
4.3 Afluente.....	49
4.4 Descrição da operação e acompanhamento do sistema de tratamento	

anaeróbio.....	49
4.5 Características do meio suporte.....	52
4.6 Partida.....	54
4.7 Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás do reator UASB seguido do filtro anaeróbio de fluxo ascendente e do filtro biológico percolador (FBP) e decantador.....	54
4.7.1 Demanda química de oxigênio.....	57
4.7.2 Carboidratos, proteínas e lipídeos.....	58
4.7.3 Fósforo.....	59
4.7.4 Atividade hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica no lodo.....	61
4.7.5 Aplicação da técnica metagenômica	63
4.7.6 Número mais provável (NMP) de bactérias nitrificantes oxidadoras de amônia e de nitrito e NMP de bactérias heterotróficas e desnitrificantes.....	71
4.7.7 Ensaio de hidrodinâmica.....	76
4.8 Análise estatística.....	79
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	80
5.1 Temperatura.....	80
5.2 Demanda química de oxigênio (DQO).....	84
5.3 Sólidos suspensos totais (SST), voláteis (SSV) e fixos (SSF).....	99
5.4 Carboidratos, proteínas e lipídios.....	109
5.5 Produção e composição de biogás	112
5.6 pH, alcalinidade e ácidos voláteis.....	114
5.7 Sólidos totais e voláteis no lodo.....	124
5.8 Estimativa do balanço de massa no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbio de fluxo ascendente.....	128
5.9 Teores de macronutrientes e micronutrientes no afluente e efluentes.....	131
5.9.1 Nitrogênio.....	131
5.9.2 Número mais provável (NMP) de bactérias nitrificantes oxidadoras de amônia e de nitrito e NMP de bactérias heterotróficas e desnitrificantes.....	142

5.9.3 Fósforo.....	146
5.9.4 Potássio, cálcio, magnésio, sódio, cobre, zinco, manganês e ferro no afluente e efluentes.....	161
5.9.5 Potássio, cálcio, magnésio, sódio, cobre, zinco, manganês e ferro no lodo do reator UASB (R1) e dos interstícios do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2).....	168
5.10 Coliformes totais e termotolerantes.....	172
5.11 Atividade metanogênica específica.....	175
5.12 Microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	180
5.13 Filogenia das arqueias do lodo do Reator UASB e do filtro anaeróbio (região conservada RNAr 16S).....	187
5.14 Ensaio de hidrodinâmica.....	194
6. CONCLUSÕES.....	198
7. REFERÊNCIAS.....	202
8. ANEXOS 1 e 2.....	223

LISTA DE FIGURAS

		Página
FIGURA 1.	Esquema da aplicação da técnica metagenômica (TRINGE & RUBIN, 2005).....	33
FIGURA 2.	Representação esquemática de um biofilme.....	37
FIGURA 3.	Mecanismos e processos envolvidos com o transporte e degradação do substrato em biofilmes.....	39
FIGURA 4.	Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios e do sistema de pós tratamento.....	42
FIGURA 5.	Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios composto por um reator UASB (R1) seguido do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2).....	43
FIGURA 6.	Foto das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios composto por um reator UASB (R1) seguido do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2).....	44
FIGURA 7.	Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de pós - tratamento composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e decantador.....	46
FIGURA 8.	Fotos das instalações experimentais do sistema de pós - tratamento composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e o decantador.....	47
FIGURA 9.	Foto da chapa de aço inox para apoio do meio suporte.....	47
FIGURA 10.	Foto do sistema de distribuição de efluente do filtro biológico percolador utilizando uma placa perfurada de PVC.....	48
FIGURA 11	Esquema das condições operacionais do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios, com o reator UASB (R1) e o filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2), em série, seguido do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) para o pós-tratamento, durante o experimento.....	51

FIGURA 12	Fotos dos anéis de bambu utilizados como meio suporte no filtro anaeróbio de fluxo ascendente na partida e fases 1 e 2 e no filtro biológico percolador nos ensaios 1, 2, 3 e 4.....	53
FIGURA 13.	Fotos dos anéis de eletroduto corrugado (conduite) utilizados como meio suporte no filtro anaeróbio de fluxo ascendente nas fases 3 e 4 e no filtro biológico percolador nos ensaios 5, 6, 7 e 8...	53
FIGURA 14	Reta “padrão” para o metano (mmol CH ₄ versus área cromatográfica).....	63
FIGURA 15	Temperaturas média do ar observadas na Estação Agroclimatológica durante a partida e os ensaios 1 a 8.....	82
FIGURA 16.	Temperatura do afluente e efluentes do R1, R2, FBP e decantador na partida e ensaios 1 e 2.....	83
FIGURA 17a.	Temperatura do afluente e efluentes do R1, R2, FBP e decantador nos ensaios 3, 4 e 5.....	83
FIGURA 17b.	Temperatura do afluente e efluentes do R1, R2, FBP e decantador nos ensaios 6, 7 e 8.....	84
FIGURA 18.	Valores de DQO _{total} no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos na partida e nos ensaios 1 e 2.....	94
FIGURA 19.	Valores de DQO _{total} no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos nos ensaios 3 e 4.....	95
FIGURA 20.	Valores de DQO _{total} no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos nos ensaios 5 e 6.....	95
FIGURA 21.	Valores de DQO _{total} no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos nos ensaios 7 e 8.....	96

FIGURA 22.	Valores de DQOdiss (1,2 μm) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos na partida e ensaios 1 e 2.....	96
FIGURA 23.	Valores de DQOdiss (1,2 μm) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos nos ensaios 3 e 4.....	97
FIGURA 24.	Valores de DQOdiss (1,2 μm) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D), instalados em série, obtidos nos ensaios 5 e 6.....	97
FIGURA 25.	Valores de DQOdiss (1,2 μm) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D), instalados em série, obtidos nos ensaios 7 e 8.....	98
FIGURA 26	Eficiências médias de remoção de DQOtotal e respectivos coeficientes de variação, no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbio (R2), em série (R1 + R2) e com sistema de pós-tratamento com filtro biológico percolador (FBP) e o decantador (D) (R1+R2+FBP+D), durante a partida e os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	98
FIGURA 27	Eficiências médias de remoção de DQOdiss (1,2 μm) e respectivos coeficientes de variação, no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbio (R2), em série (R1 + R2) e com sistema de pós-tratamento com filtro biológico percolador (FBP) e o decantador (D) (R1+R2+FBP+D), durante a partida e os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	99
FIGURA 28	Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante a partida e os ensaios 1 e 2.....	104
FIGURA 29	Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 3 e 4.....	104

FIGURA 30	Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 5 e 6.....	105
FIGURA 31	Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 7 e 8.....	105
FIGURA 32	Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluentes do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante a na partida e os ensaios 1 e 2.....	106
FIGURA 33	Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluentes do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 3 e 4.....	106
FIGURA 34	Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluentes do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 5 e 6.....	107
FIGURA 35	Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluentes do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 7 e 8.....	107
FIGURA 36	Eficiências médias de remoção de sólidos suspensos totais (SST) no reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) em série (R1 + R2), e no sistema com o pós-tratamento no filtro biológico percolador e decantador (R1+R2+FBP+D), durante a partida e os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	108
FIGURA 37	Eficiências médias de remoção de sólidos suspensos voláteis (SSV) no reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) em série (R1 + R2), e no sistema com o pós-tratamento no filtro biológico percolador e decantador (R1+R2+FBP+D), durante a partida e os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	108

FIGURA 38	Produção volumétrica de metano no reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2) e sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2), na partida e fases 1, 2, 3 e 4.....	113
FIGURA 39	Valores de pH do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D), durante a partida e ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	117
FIGURA 40	Alcalinidade parcial (AP) no afluente e nos efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador, durante a partida e ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	119
FIGURA 41	Alcalinidade total (AT) no efluente do R2 e consumo de AT no FBP e decantador, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	121
FIGURA 42	Concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e efluentes do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) durante a partida e ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	123
FIGURA 43	Concentração média de sólidos voláteis (SV) do lodo da manta, obtida de amostras retiradas nos pontos de coleta eqüidistantes, da base (P1), até o topo (P5), do reator (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), na partida e fases 1, 2, 3 e 4.....	125
FIGURA 44	Concentrações de NTK no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) em série, obtidas na partida e ensaios 1 e 2.....	138
FIGURA 45	Concentrações de NTK no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) em série, obtidas nos ensaios 3 e 4.....	139
FIGURA 46	Concentrações de NTK no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) em série, obtidas nos ensaios 5 e 6.....	139
FIGURA 47	Concentrações de NTK no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) em série, obtidas nos ensaios 7 e 8.....	140

FIGURA 48	Concentrações de nitrato ($N-NO_3^-$) e de nitrito ($N-NO_2^-$) nos efluentes do filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D), obtidas nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	141
FIGURA 49	Morfologias observadas sob microscopia ótica de contraste de fase e fluorescência de biofilme de anéis de conduite no final do ensaio 8.....	145
FIGURA 50	Concentrações de fósforo total (FT) no afluentes e efluente do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D), instalados em série, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	149
FIGURA 51	Concentrações médias de ortofosfato total (OFT), ortofosfato dissolvido (OFD) e ortofostato suspenso (OFS) no afluente do R1 e no efluente do R2.....	154
FIGURA 52	Concentrações médias de fósforo inorgânico total (FIT), fósforo inorgânico dissolvido (FID) e fósforo inorgânico suspenso (FIS) no afluente do R1 e no efluente do R2.....	154
FIGURA 53	Concentrações médias de ortofosfato total (OFT), ortofosfato dissolvido (OFD) e ortofostato suspenso (OFS) no efluente do R2 e no efluente do decantador, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	156
FIGURA 54	Eletromicrografia (MEV) da parte interna de anéis de bambu do FBP, no final do ensaio 2.....	156
FIGURA 55	Gráfico da composição química obtida por meio de análise de EDX, de mineral precipitado na superfície interna de anéis de bambu coletados no FBP, no final do ensaio 2.....	157
FIGURA 56	Precipitados sobre a superfície dos anéis de conduite (A) e precipitados recuperados dos anéis de conduite (B), do filtro biológico percolador, no final do ensaio 8.....	158
FIGURA 57	Gráfico da composição química obtida por análise de EDX, de mineral precipitado sobre a superfície dos anéis de conduite, coletados no FBP, no final do ensaio 8.....	158
FIGURA 58	Difratograma da amostra de precipitado recuperado da superfície dos anéis de conduite no FBP, no final do ensaio 8.....	159
FIGURA 59	Valores médios das concentrações de Ca, P, Mg, K, Na, Fe, Zn,	

	Cu e Mn na massa seca de lodo coletado nos pontos de amostragem da manta do reator UASB (R1), no final das fases 1, 2, 3 e 4.....	171
FIGURA 60	Valores médios das concentrações de Ca, P, Mg, K, Na, Fe, Zn, Cu e Mn na massa seca de lodo intersticial coletado nos pontos de amostragem do leito do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), no final das fases 1, 2, 3 e 4.....	172
FIGURA 61	Valores de atividades hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica da microbiota do lodo proveniente da manta do reator UASB (R1) no final das fases 1, 2, 3 e 4.....	178
FIGURA 62	Valores de atividade hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica da microbiota do lodo proveniente do lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), no final das fases 1, 2, 3 e 4.....	178
FIGURA 63	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulo de lodo utilizado como inóculo do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio (R2).....	180
FIGURA 64	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) do grânulo do lodo do reator UASB (R1) no final da fase 1.....	181
FIGURA 65	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulo de lodo intersticial do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), no final da fase 1.....	181
FIGURA 66	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo do reator UASB (R1), no final da fase 2.....	182
FIGURA 67	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo intersticial do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) no final da fase 2.....	182
FIGURA 68	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo intersticial do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) no final da fase 2.....	183
FIGURA 69	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de biofilme de anéis de bambu do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) no final da fase 2.....	183

FIGURA 70	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo do reator UASB (R1), no final da fase 3.....	184
FIGURA 71	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo do reator UASB (R1), no final da fase 4.....	184
FIGURA 72	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo intersticial do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2) no final das fases 3 (A) e 4 (B).....	185
FIGURA 73	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) do biofilme sobre os anéis de bambu no filtro biológico percolador (FBP), no final da fase 1.....	185
FIGURA 74	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) do biofilme sobre os anéis de bambu no filtro biológico percolador (FBP), no final da fase 2.....	186
FIGURA 75	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) do biofilme sobre os anéis de eletroduto corrugado (conduite) no filtro biológico percolador (FBP) no final da fase 4.....	186
FIGURA 76	Amplificação da região RNAr 16 S em arqueias metanogênicas do lodo dos reator UASB (R1) e do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2), no final da fase 2. MM - Marcador de tamanho molecular 1 kb plus. Fermentas.....	187
FIGURA 77	Eletroferograma representando parte da seqüência RNAr 16S obtida por meio de sequenciamento do fragmento inserido no vetor, com o primer universal SP6.....	188
FIGURA 78	Visualização do DNA plasmidial obtido das amostras de lodo do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2), no final da fase 2. MM - Marcador de tamanho molecular 1 kb plus. Fermentas.....	188
FIGURA 79	Filograma de seqüências parciais de 16S DNA do lodo do reator UASB (R1) no final da fase 2. A escala representa o número de substituições por base. O filograma foi construído a partir de uma matriz de distância Jukes-Cantor pelo método de Neighbor-Joining com 1000 Bootstrap.....	191
FIGURA 80	Filograma de seqüências parciais de 16S DNA do lodo do filtro anaeróbico (R2) no final da fase 2. A escala representa o número	

	de substituições por base. O filograma foi construído a partir de uma matriz de distância Jukes-Cantor pelo método de Neighbor-Joining com 1000 Bootstrap.....	192
FIGURA 81	Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator UASB (R1), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 1.....	193
FIGURA 82	Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator UASB (R1), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 2.....	194
FIGURA 83	Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator UASB (R1), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 3.....	194
FIGURA 84	Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator UASB (R1), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 4.....	194
FIGURA 85	Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 1.....	195
FIGURA 86	Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no filtro anaeróbio (R2), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 2.....	195
FIGURA 87	Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 3.....	195
FIGURA 88	Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 4.....	196
FIGURA 89	Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o reator UASB (R1), nas fases 1, 2, 3 e 4.....	198

FIGURA 90	Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) nas fases 1, 2 e 4.....	199
-----------	--	-----

LISTA DE TABELAS

		Página
TABELA 1.	Plantel brasileiro de suínos distribuídos entre as regiões e principais estados produtores.....	17
TABELA 2.	Resultados da aplicação de reatores UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura.....	22
TABELA 3.	Condições operacionais do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com o reator UASB e o filtro anaeróbio de fluxo ascendente, em série, durante a partida e as fases 1, 2, 3 e 4.....	51
TABELA 4.	Condições operacionais do sistema de pós-tratamento com o filtro biológico percolador (FBP) e o decantador, durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	51
TABELA 5.	Características do meio suporte (anéis de bambu e anéis de conduíte).....	52
TABELA 6.	Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), em série, seguidos do filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D).....	55
TABELA 7.	Determinações, frequência e fontes das metodologias utilizadas para as frações da demanda química de oxigênio.....	57
TABELA 8.	Determinações, frequência e fontes das metodologias utilizadas para as frações de fósforo.....	59
TABELA 9.	Seqüências nucleotídicas dos iniciadores específicos utilizados para a amplificação de genes correspondentes às arqueias metanogênicas.	65
TABELA 10.	Composição química dos meios de cultura para as bactérias oxidadoras de amônia e oxidadoras de nitrito.....	73

TABELA 11.	Valores médios das temperaturas do ar máximas, médias e mínimas observadas na Estação Agroclimatológica do Câmpus de Jaboticabal, durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4.....	80
TABELA 12.	Valores médios das temperaturas do ar máximas, médias e mínimas observadas na Estação Agroclimatológica do Câmpus de Jaboticabal, durante a operação do sistema de pós-tratamento nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	81
TABELA 13.	Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2) e da temperatura do ar próximas aos reatores (Ambiente) durante as fases 1, 2, 3 e 4.....	82
TABELA 14.	Valores médios das temperaturas do afluente, efluentes (R2, FBP e decantador) e da temperatura do ar próximas aos reatores (ambiente) durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	83
TABELA 15	Valores médios e coeficiente de variação da carga orgânica volumétrica (COV) e de DQOtotal, DQOfiltrada, DQOparticulada, DQOsuspensa, DQOdiss (1,2 µm), DQOdiss (0,45 µm) e DQOcoloidal no afluente e nos efluentes e suas respectivas eficiências de remoção (E) no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) nas fases 1, 2, 3 e 4.....	86
TABELA 16.	Valores médios e coeficientes de variação (cv) da carga orgânica volumétrica (COV) e DQOtotal, DQOdiss (1,2 µm) e DQOsuspensa no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no filtro biológico percolador (FBP) e no decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	91
TABELA 17.	Valores médios e coeficientes de variação (E) de DQOfiltrada, DQOparticulada, DQOdiss (0,45 µm) e DQOcoloidal no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no filtro biológico percolador (FBP) e no decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	92
TABELA 18.	Valores médios e coeficientes de variação (cv) das eficiências de remoção de DQOtotal, DQOdiss (1,2 µm), DQOsuspensa, DQOfiltrada, DQOparticulada, DQOdiss (0,45 µm) e DQOcoloidal no sistema de tratamento anaeróbio e do pós-tratamento (R1+R2+FBP+D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	93

TABELA 19.	Valores médios e os respectivos coeficientes de variação (c.v.) da carga orgânica volumétrica (COV), das concentrações de SST, SSV e SSF do afluente e efluente e das eficiências de remoção (E) obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) durante a partida e as fases 1, 2, 3 e 4.....	100
TABELA 20.	Valores médios e os respectivos coeficientes de variação (c.v.) da carga orgânica volumétrica (COV), das concentrações de SST, SSV e SSF do afluente e efluente e das eficiências de remoção no filtro biológico percolador (FBP) e no decantador (D) e no sistema de tratamento anaeróbio e de pós-tratamento (R1+R2+FBP+D), durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	102
TABELA 21.	Valores médios e coeficientes de variação (cv) da carga orgânica volumétrica (COV) e das concentrações de proteínas, carboidratos e lipídeos no afluente e efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), nas fases 1, 2, 3 e 4.....	109
TABELA 22.	Valores médios e coeficientes de variação (cv) da carga orgânica volumétrica (COV), das concentrações de proteínas, carboidratos e lipídeos no afluente e efluentes do sistema de pós-tratamento e respectivas eficiências de remoção no filtro biológico percolador (FBP), decantador (D), e no sistema de tratamento anaeróbio e de pós-tratamento (R1+R2+FBP+D), nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	111
TABELA 23.	Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c v) da percentagem de metano (CH ₄) no biogás, das produções diárias e volumétricas de CH ₄ e das produções específicas de CH ₄ em relação à DQO adicionada e removida, obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com o reator UASB (R1) e o filtro anaeróbio (R2), na partida e fases 1, 2, 3 e 4.....	112
TABELA 24.	Valores médios e os respectivos coeficientes de variação (c.v. em %), da carga orgânica volumétrica (COV) e do pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI), relação AI/AP e ácidos voláteis totais (AVT) do afluente e efluente, obtido no reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), durante a partida e as fases 1, 2, 3 e 4.....	115

TABELA 25.	Valores médios e os respectivos coeficientes de variação (c.v. em %), da carga orgânica volumétrica (COV) e do pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI), relação AI/AP e ácidos voláteis totais (AVT) do afluente e efluente, obtidos no efluente do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	116
TABELA 26.	Valores médios do consumo da alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) no sistema de pós-tratamento, composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e o decantador (D), nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	120
TABELA 27.	Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c.v.) da concentração de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), em $g L^{-1}$, e da relação SV/ST do lodo da manta do reator UASB (R1) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, na partida e fases 1, 2, 3 e 4.....	124
TABELA 28.	Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c.v.) da concentração de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), em $g L^{-1}$, e da relação SV/ST do lodo dos interstícios do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, na partida e fases 1, 2, 3 e 4.....	126
TABELA 29	Valores médios e os coeficientes de variação (c.v.) da taxa de carregamento do lodo (TCL) no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) em série durante a partida e fases 1, 2, 3 e 4.....	127
TABELA 30.	Estimativas das percentagens da DQO _{total} afluente e removida convertidas em metano (CH ₄) e da relação entre a produção diária de metano medida (expressa em $g DQO-CH_4 d^{-1}$) e a DQO dissolvida removida a partir das médias diárias de DQO afluente, efluente, removida e na forma de metano nos reator UASB (R1), no filtro anaeróbio (R2) e no conjunto de reatores (R1+R2).....	130
TABELA 31.	Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c.v. em %) da carga orgânica volumétrica (COV); das concentrações de nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-am.) e nitrogênio orgânico (N-org.) no afluente e efluente; e das eficiências de remoção (E) de NTK e N-org obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1) e filtro anaeróbio	

	de fluxo ascendente (R2) durante a partida e fases 1, 2, 3 e 4.....	132
TABELA 32.	Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c.v.em %) da carga orgânica volumétrica (COV); das concentrações de nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-am.) e nitrogênio orgânico (N-org.) no afluente e efluente; e das eficiências de remoção de NTK, N-org e N-am. obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D), durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	133
TABELA 33.	Valores médios e coeficientes de variação (c.v.) das concentrações de oxigênio dissolvido (OD), nitrato ($N-NO_3^-$), nitrito ($N-NO_2^-$) e nitrogênio total (NT), e das eficiências de remoção (E) de nitrogênio total (NT) obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador, durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	136
TABELA 34.	Contagem das bactérias oxidadoras de amônia, oxidadoras de nitrito, desnitrificantes e heterotróficas (em $NMP\ g^{-1}\ SV$) no biofilme coletado na região intermediária do filtro biológico percolador nos ensaios 1, 2, 3 e 4.....	143
TABELA 35.	Contagem das bactérias oxidadoras de amônia, oxidadoras de nitrito, desnitrificantes e heterotróficas ($NMP\ g^{-1}\ SV$) no biofilme coletado na região intermediária do filtro biológico percolador nos ensaios 5, 6, 7 e 8.....	143
TABELA 36.	Valores médios semanais do volume de lodo descartado do decantador, a sua concentração de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), e a relação SV/ST, durante a operação do decantador nos ensaios 1, 2, 3 e 4.....	144
TABELA 37.	Valores médios semanais do volume de lodo descartado do decantador, sua concentração de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e a relação SV/ST, durante a operação do decantador nos ensaios 1, 2, 3 e 4.....	144
TABELA 38.	Valores médios e coeficientes de variação (c v) das concentrações de fósforo total (FT), fósforo total dissolvido (FTD), fósforo total suspenso (FTS) no afluente e efluentes, e das respectivas eficiências de remoção (E), obtidos no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios composto pelo reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), nas fases 1, 2, 3 e 4.....	147

TABELA 39.	Valores médios e coeficientes de variação (c v) das concentrações de fósforo total (FT), fósforo total dissolvido (FOD), fósforo total suspenso (FTS) no afluente e efluentes, e das respectivas eficiências de remoção, obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	148
TABELA 40.	Valores médios e coeficientes de variação (c.v. em %) das concentrações de fósforo orgânico total (FOT), fósforo orgânico dissolvido (FOD) e fósforo orgânico suspenso (FOS) e das respectivas eficiências de remoção (E), obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1) e o filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) nas fases 1, 2, 3 e 4.....	150
TABELA 41.	Valores médios e coeficientes de variação (c v) das concentrações de fósforo orgânico total, fósforo orgânico dissolvido (FOD) e fósforo orgânico suspenso (FOS) no afluente e efluentes e das respectivas eficiências de remoção (E), no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e o decantador (D), nas fases 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	152
TABELA 42.	Valores das concentrações de ortofostato total (OFT), dissolvido (OFD) e suspenso (OFS); fósforo hidrolisável total (FHT), dissolvido (FHD) e suspenso (FHS); e fósforo inorgânico total (FIT), dissolvido (FID) e suspenso (FIS) no afluente e efluentes, no sistema de tratamento anaeróbio com o reator UASB (R1) e o filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) nas fases 1, 2, 3 e 4.....	153
TABELA 43	Valores das concentrações de ortofostato total (OFT), dissolvido (OFD) e suspenso (OFS); fósforo hidrolisável total (FHT), dissolvido (FHD) e suspenso (FHS); e fósforo inorgânico total (FIT), dissolvido (FID) e suspenso (FIS) no afluente e efluentes, no sistema de pós-tratamento com o filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	155
TABELA 44.	Distribuição dos elementos químicos analisados por meio de EDX, dos precipitados observados sobre a superfície interna dos anéis de bambu do filtro biológico percolador no final do ensaio 2.....	157

TABELA 45.	Distribuição quantitativa dos elementos químicos analisados por meio de EDX, dos precipitados recuperados da superfície dos anéis de conduíte do filtro biológico percolador, no final do ensaio 8.....	159
TABELA 46.	Valores médios e coeficientes de variação (c.v. em %) das concentrações de Ca, Mg, Na e K no afluente e efluentes e das respectivas eficiências de remoção (E), obtidos durante a operação do sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4.....	162
TABELA 47.	Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c.v. em %) das concentrações de Ca, Mg, Na e K no afluente e efluentes, obtidos durante a operação do sistema de tratamento composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	163
TABELA 48.	Valores médios e coeficientes de variação (c.v. em %) das concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn no afluente e efluentes e das respectivas eficiências de remoção (E), obtidos durante a operação do sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4.....	165
TABELA 49.	Valores médios e coeficientes de variação (c.v. em %) das concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn no afluente e efluentes e das respectivas eficiências de remoção (E), obtidos durante a operação do sistema de tratamento composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.....	167
TABELA 50.	Valores médios das concentrações de fósforo total (FT), Ca, Mg, Na e K na massa seca de lodo coletado nos pontos de amostragem da manta do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), no final das fases 1, 2, 3 e 4.....	169
TABELA 51.	Valores médios das concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn na massa seca de lodo coletado nos pontos de amostragem do lodo dos reatores R1 e R2, ao final das fases 1, 2, 3 e 4.....	170

TABELA 52.	Valores médios de número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e respectivas eficiências de remoção no sistema de tratamento composto por reator UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador, na partida e ensaios 1, 2, 3 e 4.....	173
TABELA 53.	Valores médios de número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e respectivas eficiências de remoção no sistema de tratamento composto por reator UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador, nos ensaios 5, 6, 7 e 8.....	174
TABELA 54.	Valores médios de atividade hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica da microbiota do lodo de inoculo, do lodo proveniente da manta do reator UASB (R1) e do lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), no final das fases 1, 2, 3 e 4.....	176
TABELA 55.	Valores médios das cargas orgânicas aplicadas nos frascos reatores dos ensaios de atividade da microbiota para o lodo de inoculo e o lodo proveniente do reator UASB e do filtro anaeróbio, no final das fases 1 a 4.....	179
TABELA 56.	Resultados das seqüências analisadas das arqueias do lodo do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) a partir do banco de dados da Ribossomal Database (RDP).....	189
TABELA 57.	Valores dos parâmetros de ajuste dos modelos de tanques em série, às curvas experimentais, utilizando o NaCl como traçador, nos reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), nas fases 1, 2, 3 e 4.....	197
TABELA 58.	Valores dos parâmetros de ajuste dos modelos de tanques em série, às curvas experimentais, utilizando o NaCl como traçador, nos reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), nas fases 1, 2, 3 e 4.....	197

DESEMPENHO DE SISTEMA COMPOSTO POR REATORES ANAERÓBIOS EM SÉRIE SEGUIDO DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA.

RESUMO - Avaliou-se o desempenho de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) seguido de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, instalados em série, com volume total de 300 L e 190 L, respectivamente, no tratamento de águas residuárias de suinocultura. As cargas orgânicas volumétricas aplicadas no reator UASB foram de 9,2 a 26,7 g DQO_{total} (L d)⁻¹. Para o pós-tratamento do efluente do sistema de tratamento anaeróbio utilizou-se um filtro biológico percolador (FBP) com volume total de 250 L. O meio suporte utilizado no filtro anaeróbio e no FBP foi composto por anéis de bambu e anéis de eletroduto plástico corrugado. As cargas hidráulicas superficiais (Qs) aplicadas no FBP variaram de 3,5 a 21,1 m³ (m² d)⁻¹. Os tempos de detenção hidráulica (TDH) aplicados no sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento foram de 23,3 a 66,6 h. As produções volumétricas de metano no sistema de tratamento anaeróbio variaram de 0,16 a 0,68 L CH₄ (L reator d)⁻¹. Foram observadas eficiências médias de remoção de até 97% para a demanda química de oxigênio total, de 98% para os sólidos suspensos totais, de 78% para o nitrogênio total, de 79% para o fósforo total, de 99,9% para o cobre, de 99,9% para o zinco e de 99,99% para os coliformes termotolerantes, no sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento. Com a utilização de diferentes fontes de substrato no ensaio de atividade da microbiota, observou-se o crescimento equilibrado das populações hidrolíticas, acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas acetoclásticas e hidrogenotróficas no lodo dos reatores anaeróbios. Com a aplicação da técnica de biologia molecular (metagenômica) foram identificadas no lodo do reator UASB e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente arqueias metanogênicas das famílias *Methanomicrobiaceae*, *Methanobacteriaceae*, *Methanosaetaceae* e *Methanosarcinaceae*.

Palavras-chave: atividade metanogênica, arqueias metanogênicas, carga orgânica volumétrica, nutrientes, pós-tratamento.

PERFORMANCE OF ANAEROBIC SYSTEM IN TWO STAGES FOLLOWED OF TRICKLING FILTER FOR TREATMENT OF SWINE WASTEWATER.

SUMMARY – The performance of an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) followed of the anaerobic filter, installed in series, were evaluated for the treatment of swine wastewater. The total volume of UASB and anaerobic filter were of 300 L and 190 L, respectively. The organic load rate applied on the reactor UASB were of 9.2 to 26.7 g total COD (L d)⁻¹, in the start and assays 1, 2, 3 and 4. For the post-treatment of effluent the anaerobic system was used a trickling filter, with total volume of 250 L. The supports used in the anaerobic filter and trickling filter were composed by bamboo rings in the start up and assays 1 to 2 and plastics rings in the assays 3 to 4. The hydraulic load applied on the trickling filter were of 3.5 to 21.1 m³ (m² d)⁻¹. The hydraulic detention time (HDT) applied of system anaerobic and post treatment were 23.3 at 66.6 h. The volumetric methane productions ranged from 0.16 a 0.68 L CH₄ (L reactor d)⁻¹. The efficiencies of removal the chemical oxygen demand, total solids suspended, copper, zinc and fecal coliforms were of up to 97, 98, 78, 79, 99.9, 99.9 e 99.99%, respectively, for the anaerobic and post-treatment. With the use of different substratum sources in the assays of specific methanogenic activity, it was observed the balanced growth of the populations of microorganisms in the sludge of anaerobic reactor. The archaeas of the families *Methanomicrobiaceae*, *Methanobacteriaceae*; *Methanosaetaceae* and *Methanosarcinaceae* were identified in the sludge of the reactor UASB and of the anaerobic filter.

Keywords: specific methanogenic activity, organic load rate, anaerobic digestion, nutrients, post-treatment.

1. INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma das atividades mais importantes do complexo agropecuário brasileiro, por ser predominantemente desenvolvida em pequenas propriedades rurais e em áreas com limitações topográficas para o estabelecimento de lavouras extensivas (COSTA & MEDRI, 2002). As águas residuárias produzidas nestas propriedades rurais têm altas concentrações de matéria orgânica e também de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo. Aproximadamente 45 a 60% do nitrogênio, de 50 a 80% do fósforo e de 70 a 95% do potássio consumido pelos suínos são excretados nas fezes e urina (CERETA & GIROTO, 2009).

A maior parte das águas residuárias de suinocultura não pode ser usada como fertilizante no solo, em virtude do grande volume e da pouca área disponível para a aplicação, além de conterem coliformes termotolerantes e metais (Cu, Mn, Zn e Fe) em grandes quantidades, os quais podem restringir a sua aplicação na irrigação de culturas agrícolas.

A suinocultura brasileira, apesar da sua posição privilegiada em termos de produção, ainda não universalizou os sistemas de tratamento de dejetos, causando impactos ambientais (GARTNER & GAMA, 2005). O sistema de produção em regime de integração foi o responsável pelo crescimento da suinocultura no Sul do Brasil (GARTNER & GAMA, 2005). Segundo a Pesquisa Agropecuária Municipal, o plantel brasileiro de suínos é estimado em 36 milhões de cabeças (IBGE, 2008) com equivalente populacional médio, em termos de demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), de 3,5 habitantes por suíno (MIRANDA, 2005). Segundo GOMES et al. (2009), a produção de dejetos líquidos é de 10,4 a 11,4 L (suíno d)⁻¹, para o manejo de suínos em fase de terminação utilizando a lâmina de água.

A digestão anaeróbia é uma solução de baixo custo para o tratamento de águas residuárias com elevadas cargas orgânicas como as provenientes da suinocultura, com

as vantagens da produção de biogás e da baixa produção de lodo (NDON & DAGUE, 1997; HWANG et al., 2009; SINGH & PRERNA, 2009), da conservação dos nutrientes e da redução dos odores (AHN et al., 2006), além de ser uma solução apropriada para regiões de clima tropical (MARTINEZ et al., 2009), dentre outras.

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) estão sendo amplamente estudados em todo mundo, aplicados ao tratamento de esgoto sanitário (HALASLSHEH et al., 2005; ALVAREZ et al., 2008) e de águas residuárias agropecuárias (OLIVEIRA & FORESTI, 2004; SANCHEZ et al., 2005; SANTANA & OLIVEIRA, 2005; SCHOENHALS et al., 2007). SANCHEZ et al (2005) afirmaram que ainda são limitados os trabalhos utilizando o reator UASB para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. KARAKASHEV et al. (2008) citaram que não existem estudos com reatores UASB tratando águas residuárias de suinocultura com cargas orgânicas volumétricas (COV) superiores a $20 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$. No entanto, vários estudos recentes realizados no Brasil com reatores UASB, em escala piloto, tratando águas residuárias de suinocultura, com COV de $34,4 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$ (RAMIRES, 2005); com COV de 21 e $40 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$ (URBINATI & OLIVEIRA, 2008) e COV de $26 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$ (SANTANA, 2008), com eficiências de remoção de $\text{DQO}_{\text{total}}$ de 73%; de 88 e 84 % e de 86 %, respectivamente, indicam que os reatores UASB podem ser uma alternativa para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com elevadas cargas orgânicas, dispensando o tratamento primário.

Segundo OLIVEIRA (1997); URBINATI & OLIVEIRA (2008) e KIM et al. (2009) existem dificuldades no tratamento de águas residuárias de suinocultura em virtude da alta concentração de sólidos suspensos, prejudicando a hidrólise. O uso do processo anaeróbio em dois estágios (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994), com a hidrólise parcial da matéria orgânica particulada no primeiro reator e a conversão, no segundo reator, dos compostos solúveis formados no primeiro reator, pode atenuar o problema (HALASLSHEH et al., 2005; SANTANA & OLIVEIRA, 2005; DIAMANTIS & AIVASIDIS, 2007; BICHUETTE et al., 2008; SANTANA, 2008; ABREU NETO & OLIVEIRA, 2009).

A utilização do filtro anaeróbio de fluxo ascendente após o reator UASB, pode aumentar do tempo de retenção de sólidos, favorecendo a população metanogênica e,

consequentemente aumentando a capacidade do sistema de tratamento anaeróbio para resistir a choques orgânicos, às mudanças nas características do substrato e à presença de compostos tóxicos. Mas também pode contribuir para o entupimento do reator, em virtude da retenção de sólidos (RODGERS et al., 2008). Por isso, o uso conjunto de unidades com manta de lodo precedendo as com leito fixo pode contribuir para melhorar o desempenho de reatores anaeróbios em dois estágios.

A compreensão da composição e comportamento dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica, poderá auxiliar profundamente na qualidade operacional e no controle de reatores anaeróbios. A importância das arqueias na digestão anaeróbia é amplamente conhecida, pois são responsáveis pela metanogênese, etapa final do processo. Apesar de reconhecida a importância do grupo microbiano, há poucos dados a respeito da diversidade em processos de tratamento anaeróbio de águas residuárias, especialmente no Brasil, bem como sobre o efeito de mudanças operacionais dos reatores na comunidade metanogênica.

Comparado com os sistemas aeróbios convencionais, os sistemas de tratamento anaeróbio possuem menor custo operacional, ainda que acompanhados por um sistema aeróbio de pós-tratamento para melhorar a qualidade do efluente (MANARIOTIS & GRIGOROPOULOS, 2008). A investigação de tecnologias que possibilitem soluções eficientes e de custo reduzido para minorar a poluição hídrica pela agroindústria pode ser considerada prioritária para preservar o meio ambiente (RAMIREZ et al., 2001).

O objetivo da combinação dos processos anaeróbios e aeróbios é aumentar a remoção de matéria orgânica, e também a remoção biológica do nitrogênio e fósforo, especialmente para águas residuárias, com concentrações de sólidos suspensos superiores a 4 g L^{-1} , como as da suinocultura (SANCHEZ et al., 2005).

A aplicabilidade dos reatores anaeróbios é baseada em sua simplicidade operacional e baixo custo, e nesse sentido, é interessante que também as unidades de pós-tratamento apresentem as mesmas características. O filtro biológico percolador é uma tecnologia compacta, operacionalmente simples, de baixo consumo de energia e custo operacional. Vários trabalhos têm sido realizados com o objetivo de avaliar o comportamento de reatores UASB seguidos de filtros biológicos percoladores (FBP)

tratando esgotos sanitários (SANTOS, 2005), mas são limitados os estudos no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios tratando águas residuárias de suinocultura. Acredita-se que o filtro biológico percolador pode constituir-se em uma importante alternativa na remoção de nutrientes de efluentes anaeróbios.

Com base nessas observações e hipóteses, foi concebido o presente estudo, para avaliar um sistema combinado constituído por um reator UASB e um filtro anaeróbio de fluxo ascendente em série, seguidos de um filtro biológico percolador para o pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O projeto, a construção em escala piloto, e a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, constituído por um reator UASB seguido de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente e a utilização do filtro biológico percolador para o pós-tratamento, neste trabalho teve como objetivo geral:

- Avaliar o desempenho deste sistema no tratamento de águas residuárias de suinocultura, com altas concentrações de sólidos suspensos, quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes, coliformes e a produção e qualidade do biogás.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o efeito das cargas orgânicas volumétricas (COV) de 9,2 a 26,7 g DQO_{total} (L d)⁻¹ no desempenho do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) seguido de filtro anaeróbio de fluxo ascendente, tratando águas residuárias de suinocultura, com concentração de sólidos suspensos totais (SST) de 6,8 a 15,7 g L⁻¹;

- Avaliar o efeito do meio suporte (bambu e eletroduto corrugado) no desempenho do filtro anaeróbio, no segundo estágio do sistema de tratamento anaeróbio.

- Avaliar o efeito da recirculação do efluente e do meio suporte (bambu e eletroduto de plástico corrugado) no desempenho do filtro biológico percolador.
- Avaliar a atividade hidrolítica, acidogênica, acetogênica e metanogênica acetotrófica e hidrogenotrófica do lodo e relacionar com o desempenho do reator UASB e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente, submetidos a diferentes COV e taxas de carregamento orgânico no lodo (TCL).
- Avaliar no lodo anaeróbio do reator UASB e do filtro anaeróbio as arquéias presentes, utilizando-se a técnica da metagenômica.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Suinocultura

A suinocultura representa um setor de grande importância econômica e social, responsável por crescentes exportações de carne e seus derivados industrializados e, também pela geração de empregos. No Brasil, observa-se uma expansão deste setor para os estados do sudeste e do centro-oeste e uma concentração e aumento de escala de produção nos estados do Sul do país, principalmente no oeste do Estado de Santa Catarina (FERNANDES, 2008).

Na Pesquisa Agropecuária Municipal do ano de 2008, está citado que o plantel brasileiro de suínos é estimado em 36 milhões de cabeças (IBGE, 2009) distribuídos entre as regiões, e os principais estados produtores, conforme resumido na Tabela 1. A atividade suinícola tem evoluído de uma atividade de subsistência para uma atividade empresarial, com a profissionalização dos processos, em virtude da oportunidade de ampliação de exportações, do crescimento do consumo de carne de suínos e de seus produtos industrializados, juntamente com o aumento dos avanços tecnológicos da atividade. Estas características e tendências apontam para um modelo de concentração e aumento de escala de produção com o objetivo de redução dos custos de produção (KUNZ, 2009).

Ambientalmente, a grande preocupação é a produção de animais em regime de confinamento, chamados SPAC (sistemas de produção de animais confinados) que,

dependendo da escala, produzem grande volume de resíduos restritos a pequenas áreas (KUNZ, 2009). A suinocultura moderna é uma atividade pecuária concentradora de dejetos em pequenas áreas. A produção e acúmulo de grande quantidade de resíduos nas granjas suinícolas fazem com que esta atividade tenha elevado potencial poluidor para o solo, o ar e a água.

TABELA 1. Plantel brasileiro de suínos distribuídos entre as regiões e principais estados produtores.

Região	Milhões de cabeças
Sul	17,01
Santa Catarina	7,15
Paraná	4,73
Rio Grande do Sul	5,19
Nordeste	6,74
Bahia	1,90
Sudeste	6,35
Minas Gerais	4,19
São Paulo	1,72
Centro – Oeste	4,01
Goiás	1,52
Mato Grosso	1,39
Norte	1,79
Pará	0,79

As águas residuárias produzidas nas propriedades rurais têm altas concentrações de matéria orgânica e também de nutrientes, como o nitrogênio, fósforo, cobre e zinco.

Segundo MIRANDA (2009), a preocupação com o Cu e Zn consiste na utilização de altas dosagens destes minerais nas rações dos suínos, com a função de promotores de crescimento (Cu e Zn) e controle da diarreia (Zn). LIMA et al. (1999) citaram que a taxa de excreção de Cu chega a 71,76% do total consumido e de 76,36% para o Zn, tornando-os importantes constituintes das excreções, pois as suas concentrações nos dejetos de suínos são diretamente proporcionais à concentração na ração.

A investigação de tecnologias que possibilitem soluções eficientes e de custo

reduzido para minorar a poluição hídrica pela agroindústria pode ser considerada prioritária para preservar o meio ambiente (RAMIREZ et al., 2001). Diante do saneamento rural deficitário e do 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). Os sistemas de tratamento de dejetos devem preservar o solo agrícola e as áreas de vegetação remanescentes legalmente necessárias na propriedade rural, evitando a degradação e minimizando a sua área utilizada, e com isso permitindo a manutenção e ampliação da produção agropecuária.

Na busca da minimização do problema ambiental, novas pesquisas estão sendo realizadas buscando-se alternativas de manejo e tratamento dos dejetos de suínos (ZANOTELLI, 2002). Dependendo da disposição final do efluente e da legislação local a respeito da qualidade mínima de efluentes, pode haver necessidade de pós-tratamento de efluentes de unidades anaeróbias, para remover a concentração residual de matéria orgânica e sólidos suspensos e para reduzir a concentração de elementos químicos e patogênicos.

3.2 Tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura.

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

A concepção dos reatores anaeróbios avançados iniciou-se como uma resposta à necessidade de tratamento das águas residuárias solúveis com elevada demanda química de oxigênio. No Brasil, as pesquisas realizadas com biorreatores, como o reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), permitiram a adoção com sucesso desse sistema para tratamento de águas residuárias industriais, domésticas e agropecuárias (VAZOLLER, 2002).

Na suinocultura, com a modernização da exploração adotando sistema de

confinamento intensivo, houve um aumento crescente no uso da água para higienização das baias, resultando efluentes com concentrações de sólidos suspensos de 0,1 a 3% (OLIVEIRA, 1997). No Brasil e, principalmente, nos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, a utilização dos dejetos de suínos é feita quase que exclusivamente pela sua acumulação em esterqueira e posterior descarte no solo, sem tratamento adequado, utilizando-o como fertilizante em áreas de lavoura (CERETA & GIROTO, 2009).

Os biodigestores anaeróbios convencionais, normalmente utilizados no tratamento de resíduos de suinocultura semi-sólidos, com concentrações de sólidos totais em torno de 6%, não são adequados para o tratamento de águas residuárias diluídas, com concentrações de sólidos de 0,1 a 3%, em virtude dos altos tempos de detenção hidráulica (TDH) necessário para o tratamento, resultando em biodigestores de grandes volumes (OLIVEIRA, 1997).

Os reatores UASB, ao contrário dos biodigestores convencionais, são projetados para operar com baixos TDH e estão sendo estudados para o tratamento de resíduos diluídos da suinocultura, os quais são resultantes dos grandes volumes de água de higienização das baias.

3.2.1 Reatores UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura.

No Brasil, OLIVEIRA (1997) avaliou o efeito da concentração de sólidos suspensos totais (500, 1000, 1500 e 2000 mg L⁻¹) no desempenho e características do lodo de dois reatores UASB de bancada, com volume de 10,5 L cada, tratando águas residuárias de suinocultura. O autor submeteu os reatores a diferentes COV (de 0,82 a 8,03 g DQOtotal.(L d)⁻¹), distintos tempos de detenção hidráulica (TDH de 30,20,12 e 8 h) e temperaturas (ambiente, 25 e 30°C). Concluiu que a COV e não o TDH foi o parâmetro limitante para afluentes com concentrações de SST de 1000 a 2000 mg L⁻¹, e que para afluentes com concentrações menores que 1000 mg L⁻¹, o TDH foi o parâmetro limitante. Para COV até 5 kg DQO total (m³ d)⁻¹, observaram-se eficiências de remoção de DQO e SST superiores a 85%.

A utilização de sistemas de tratamento anaeróbio de águas residuárias em dois

estágios, com reatores de alta taxa, por exemplo UASB, pode levar ao aumento da eficiência da remoção da matéria orgânica e ao aperfeiçoamento de projetos, uma vez que o sistema pode ser executado com baixos tempos de detenção hidráulica, resultando em unidades de tratamento compactas e de baixo custo. Além disso, pode-se aumentar a eficiência de remoção de patógenos, P, N e metais, e a produção de metano, conforme observado por FERNANDES & OLIVEIRA (2006); PEREIRA (2003); RAMIREZ et al., 2001; RAMIRES (2005); SANTANA & OLIVEIRA (2005), SANTANA (2008); URBINATI & OLIVEIRA (2008); ABREU NETO & OLIVEIRA (2009); DUDA & OLIVEIRA (2009 a e b).

Ainda, em escala de bancada, PEREIRA (2003) avaliou dois reatores UASB de bancada com volumes de 39,0 e 10,5 L, instalados em série, alimentados com águas residuárias de suinocultura com concentração de sólidos suspensos totais (SST) de 5000 mg L⁻¹ e DQO em torno de 12000 mg L⁻¹ com TDH de 62 a 16 h no primeiro reator e de 16 a 4 h no segundo reator. A COV aplicada no primeiro reator foi de 4,55 a 18,65 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹. A eficiência média de remoção de DQO_{total} variou de 79 a 95% e de SST de 73 a 94%, para o sistema composto pelos dois reatores. A produção volumétrica de metano no primeiro reator foi de 0,45 a 1,80 L CH₄ (L d)⁻¹ e no segundo reator de 0,15 a 0,50 L CH₄ (L d)⁻¹. As eficiências médias de remoção de nitrogênio total kjeldahl (NTK) e nitrogênio orgânico (N-org.) foram de 17 a 22% e de 76 a 88%, respectivamente, e de fósforo total (P-total) foi de 48 a 62%.

OLIVEIRA (2000) obteve eficiências de remoção de DQO_{total} e SST de 70 a 90% e produções volumétricas de 0,393 a 0,589 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹, operando dois reatores UASB de 705 L cada, instalados em série, com TDH de 14,7 h em cada reator, COV de 5 a 8 kg DQO (m³ d)⁻¹ no primeiro reator, e concentração de SST das águas residuárias de suinocultura de 0,75 a 2,3 g L⁻¹. Dando continuidade, OLIVEIRA (2003) operou durante 220 dias os dois reatores UASB de 705 L, instalados em série, com TDH de 7,3 h em cada reator, COV de 11 a 14 kg DQO (m³ d)⁻¹ no primeiro reator, com o afluente com valores médios de SST de 1,338 a 2,197 g L⁻¹ e de DQO total de 3,361 a 4,189 g L⁻¹, e adotou a prática de descarte periódico do excesso de lodo. Durante o inverno, com temperaturas médias variando de 9,7 a 26,8 °C, as eficiências de remoção

de DQO total, DQO_{ss}, DQO_{diss} e SST foram de 71, 74, 55 e 69% e a produção volumétrica de metano média de $0,886 \text{ m}^3 (\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$, e na primavera, com temperaturas médias de 18,4 a 32,3°C, as remoções aumentaram para 81, 81, 67 e 85%, respectivamente, e a produção de metano foi de $0,862 \text{ m}^3 (\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$.

Continuando a trabalhar em escala piloto, SANTANA & OLIVEIRA (2005) avaliaram o desempenho de dois reatores UASB, em escala piloto, com volumes de 908 e 188 L, com TDH de 62,3 e 31,1 h no primeiro reator e de 12,9 e 6,5 h no segundo reator, respectivamente, e COV na faixa de 3,40 a 14,44 kg DQO_{total} ($\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$ no primeiro reator e de 2,25 a 18,70 kg DQO_{total} ($\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$ no segundo reator, com águas residuárias de suinocultura com concentrações médias de SST de 2.216 mg L⁻¹ a 7.131 mg L⁻¹. As eficiências médias de remoção para o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios variaram de 86 a 93% e de 87 a 88% para a DQO_{total} e SST, respectivamente. As produções volumétricas de metano variaram de 0,594 a 1,130 m³ CH₄ ($\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$ para o primeiro reator e de 0,144 a 0,513 m³ CH₄ ($\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$ no segundo reator.

Utilizando o mesmo sistema de tratamento que SANTANA & OLIVEIRA (2005), foi avaliado por RAMIRES (2005) a remoção da matéria orgânica, nutrientes e de coliformes com reatores UASB em dois estágios alimentados com águas residuárias de suinocultura com concentrações médias SST variando de 4940 a 12860 mg L⁻¹. O primeiro reator foi submetido a TDH de 36 e 18 h e COV na faixa de 5,5 a 34,4 kg DQO_{total} ($\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$. As eficiências médias de remoção de DQO_{total} variaram 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 anaeróbio em dois estágios. As eficiências de remoção de P-total, NTK e N-org variaram 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 anaeróbio em dois estágios. As eficiências médias de remoção de Fe e Cu variaram de 80,4 a 93,7% e de 81,2 a 88,6% respectivamente, para o sistema de tratamento. Houve redução de coliformes totais de 99,94 a 99,99% e de coliformes fecais de 99,85 a 99,99%.

Os bons resultados de remoção de matéria orgânica e produção de metano, observados pelos resultados anteriores e resumidos na Tabela 2, permitem considerar o reator UASB como apropriado para o tratamento de águas residuárias de suinocultura

para as condições operacionais apresentadas, o que ocorreu em virtude da acumulação de lodo granulado e floculento ativo na manta.

TABELA 2. Resultados da aplicação de reatores UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura.

Referência	Volume (L)	TDH (h)		COV (g DQO _{total} (L d) ⁻¹)	Concentração afluente (mg L ⁻¹)		Eficiência de remoção (%)		Produção volumétrica de metano m ³ CH ₄ (m ⁻³ d ⁻¹)
		R1	R2		DQO	SST	DQO	SST	
SANTANA (2008)	510 + 209	28	11	11,0	12358	8578	88,0	92,0	1,073
		14	6	19,0	10815	5275	54,0	54,0	1,217
		28	11	18,0	21309	11511	81,0	83,0	0,441
		14	6	26,0	14941	9290	90,1	96,0	0,947
LONGARES (2007) e FACHINI (2008)	908+ 188	75	16	6,1	19159	9684	98,0	98,0	0,320
		54	11	5,2	11656	5805	93,0	94,0	0,410
		54	11	4,4	9888	4758	94,0	94,0	0,390
		72	15	4,4	13258	6773	94,0	90,0	0,520
		72	15	7,8	23174	9840	95,0	94,0	0,630
BICHUETTE et al., (2008)	908+ 350	72	28	5,2	15744	9980	89,0	98,0	0,08
		54	21	8,6	19333	9880	97,0	97,0	0,16
ORTEGA (2008)	908 + 350	40	15	12,4	20582	4073	91,0	90,0	0,290
		16	6	32,4	21577	3448	83,0	85,0	0,610
URBINATI & OLIVEIRA (2008)	908+ 188	48	10	5,5	10926	4589	90,0	86,3	0,456
		48	10	10,4	20807	11087	95,5	96,1	0,721
		24	5	20,7	20727	13055	92,5	92,5	1,080
		16	3	5,6	3734	1417	85,5	76,4	0,786
RAMIRES (2005)	908+ 188	16	3	40,1	26707	13060	93,4	92,4	0,900
		36	7	5,50	8390	4940	80,0	92,0	0,717
		18	3,5	14,4	10914	5175	55,0	84,0	1,057
		36	7	13,2	19917	12788	85,0	82,0	1,325
SANTANA & OLIVEIRA (2005)	908 + 188	18	3,5	34,4	26025	12860	73,0	67,0	1,159
		48	12	4,37	8818	2216	91,4	86,5	0,938
		24	6	8,38	9625	2803	91,8	87,8	1,516
		48	12	6,87	13844	4300	94,4	87,3	1,111
OLIVEIRA (2003)	705+ 705	24	6	19,04	18717	7131	90,5	85,6	2,008
		14,5	14,5	3,9	2369	-	76	-	0,258
PEREIRA (2003)	39 + 10,5	14,5	14,5	11,2	3425	2197	32	34	0,510
		62	16	4,5	11740	5240	95	94	0,600
OLIVEIRA (1997)	10,5	31	8	8,7	11292	5000	92	89	1,420
		16	4	18,6	12306	5490	79	73	2,100
OLIVEIRA (1997)	10,5	12	12	5,86	2932	1493	82,0	84,0	0,701
		12	12	5,72	2812	1435	84,0	88,0	0,732

SANCHEZ et al. (2005) trataram com águas residuárias de suinocultura com DQO_{total} de 10 g L⁻¹ em reator UASB (5 L) com COV de 1,0; 1,4; 1,6; 2,0; 2,7; 4,1 e 8,1 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e temperatura de 30 a 35°C. As eficiências de remoção de DQO_{total}

foram de 85; 78; 75; 74; 57; 39 e 19 %, respectivamente. Os autores atribuíram o decréscimo das eficiências de remoção de DQO_{total} ao aumento da COV. Para os trabalhos citados na Tabela 2, verifica-se a aplicação de COV superiores a 8,1 g DQO_{total} (L d)⁻¹ com eficiências de remoção de DQO_{total} superiores a 80%, mesmo com a utilização de um único reator.

KARAKASHEV et al. (2008) estudaram o tratamento de águas residuárias de suinocultura em um reator UASB de 334 mL. As águas residuárias de suinocultura afluentes foram centrifugadas. O reator UASB foi operado a 55°C, com TDH de 4 dias e COV média de 3,8 g DQO_{total} (L d)⁻¹. A alimentação do reator foi semi contínua (2,63 mL/min por 2 minutos, 12 vezes ao dia). A DQO_{total} e DQO_{diss} média do afluente do reator UASB foram de 23 e 19 g L⁻¹, respectivamente. As eficiências médias de remoção de DQO_{diss} observadas no reator UASB foram de 80 a 85%.

RODRIGUES (2008) avaliou o tratamento de águas residuárias de suinocultura em um decantador seguido de um reator UASB com volume de 11,5 m³ seguido de uma lagoa de polimento. As cargas orgânicas volumétricas e o TDH aplicadas no reator UASB foram de aproximadamente 22 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e 1,5 d, respectivamente. As eficiências médias de remoção de DQO_{total} e SST no reator UASB foram de 86,9 e 63,1%, respectivamente.

Os trabalhos apresentados anteriormente descrevem resultados obtidos com reatores UASB em um e em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. A utilização de reator anaeróbio com leito fixo no segundo estágio, como o filtro anaeróbio após o reator UASB, proposto neste estudo, pode aumentar do tempo de retenção de sólidos, favorecendo a população metanogênica e, conseqüentemente, aumentando a capacidade do sistema anaeróbio para resistir a choques orgânicos, às mudanças nas características do substrato e à presença de compostos tóxicos. Mas também pode contribuir para o entupimento do reator, em virtude da retenção de sólidos (RODGERS et al., 2008), por isso o uso conjunto de unidade com manta de lodo precedendo a com leito fixo pode contribuir para melhorar do conjunto de desempenho de reatores anaeróbios.

3.2.2 Filtro anaeróbio no tratamento de águas residuárias de suinocultura.

A capacidade de tratamento de um sistema anaeróbio é basicamente determinada pela concentração da população de microrganismos ativos retidos no reator. O filtro anaeróbio é um sistema de tratamento desenvolvido para favorecer a imobilização e aderência da biomassa, atingindo bom desempenho na remoção de matéria orgânica. Alguns fatores interferem na aderência da biomassa no meio suporte em reatores de leito fixo, como a forma, tamanho, porosidade, área específica e natureza do meio suporte (PASSIG et al., 2002).

Deve-se preferir para meio suporte, materiais estruturalmente resistentes e suficientemente leves, biológica e quimicamente inertes, que não apresentem formato achatado ou que propiciem superposição ou encaixe, com grande área específica, que possibilitem a colonização acelerada de microrganismos, tenham preço reduzido, e sejam de fácil aquisição (CHERNICHARO, 2001).

Segundo CAMARGO (2000), com a preocupação de atender esses requisitos, vários tipos de materiais para meio suporte foram estudados em reatores biológicos, incluindo o quartzo, blocos cerâmicos, anéis plásticos, anéis de bambu, esferas de polietileno, granito, calcário, blocos modulares de PVC, etc. Mas, dependendo da situação, nem sempre atendem as exigências de um projeto em relação ao custo e estrutura do reator para suportar o peso.

SONG & YOUNG (1986), citados por CHERNICHARO (2001), comparando diferentes meios de enchimento para filtros anaeróbios, concluíram que o desempenho dos reatores sofre pequenas alterações quando há uma grande variação na área superficial específica. O aumento da superfície específica do meio suporte implica em maior quantidade de biofilme, mas para os filtros ascendentes ou descendentes, esse parâmetro tem apenas efeito secundário na eficiência de remoção de matéria orgânica. A maior parte da estabilização dessa matéria orgânica deve-se principalmente aos sólidos retidos nos interstícios do meio suporte e no fundo falso da unidade dos filtros. Segundo CAMARGO (2000), a habilidade do meio de distribuir o fluxo dentro do filtro parece ser o parâmetro de maior importância.

Diversos estudos foram realizados com a aplicação do filtro anaeróbio de fluxo

ascendente no tratamento de águas residuárias industriais e domésticas, utilizando variados meios suportes, entre eles os anéis de bambu e os anéis de eletroduto corrugado.

O bambu possui uma distribuição extensiva (regiões sob climas tropical e subtropical), seu crescimento é rápido e tem baixo custo no terceiro mundo, comparado com materiais sintéticos. A razão de preço entre o bambu e o material sintético é de 1:10 a 1:15, sem incluir o transporte (CAMARGO, 2002). O eletroduto corrugado, segundo SANTOS et al. (2007), possui uma razão de preço com as pedras de 10:1, mas quando utilizado em filtros biológicos percoladores (FBP) no tratamento de esgoto doméstico de uma cidade com uma população acima de 35.000 habitantes, o custo total igualou-se aos de FBP que utilizavam pedras, em virtude do menor custo estrutural.

Conforme revisão realizada por CAMARGO (2000), o bambu foi utilizado com sucesso como recheio de reatores de leito fixo tratando esgoto, em escala de laboratório (TRITT, 1992) e em escala piloto (TRIT & MEYER-JACOB, 1992).

COUTO (1993) comparou, em filtros anaeróbios de fluxo ascendente e sob mesmas condições operacionais, meios suportes com pedra britada nº 4, anéis de plástico de 3,8 cm (área superficial específica de $84,9 \text{ m}^2\text{m}^{-3}$) e gomos de bambu (área superficial específica de $85,5 \text{ m}^2\text{m}^{-3}$) para o tratamento de esgotos domésticos. Os resultados de eficiência foram semelhantes, situando-se na faixa de 70 a 80% de remoção de sólidos suspensos e de 60 a 80% de remoção da DQO. Após o período de 120 dias de operação do filtro anaeróbio os anéis de bambu estavam íntegros.

CAMARGO (2002) comparou quatro filtros anaeróbios, com volume total de aproximadamente 500 L, no tratamento de esgoto sanitário. O meio suporte utilizado foram anéis de bambu inteiros e meio anel de bambu. Os TDH aplicados foram de 9 e 7 horas. As eficiências médias de remoção de DBO e DQO após o período de partida foram de aproximadamente 60%. As amostras de anéis inteiros e meio anéis de bambu foram analisadas por meio de ensaio de compressão mecânica, verificando-se que a degradação do anel inteiro de bambu se estabilizou após o primeiro ano de operação dos filtros, com perda de resistência de 28,6 e 31,5% após 1 e 2 anos de uso, respectivamente.

TONETTI et al. (2007) avaliaram a partida, sem a utilização de inóculo adaptado, de três filtros anaeróbios de fluxo ascendente com volume total de 500 L cada um. O meio suporte utilizado foi constituído por anéis de bambu com diâmetro e comprimento aproximados de 4 e 5 cm, respectivamente. Os filtros anaeróbios foram operados com TDH de 9 h e vazão de 1 L min^{-1} de esgoto doméstico com DQO média de 815 mg L^{-1} . Após seis meses de operação, as eficiências médias de remoção de DQO observadas foram de 58%. No entanto, os filtros ainda não haviam atingido o final da partida. Segundo os autores, a não utilização de um inóculo no período inicial leva a um dispêndio muito grande de tempo até que seja atingido o equilíbrio nos valores de DQO do efluente do filtro anaeróbio.

BODÍK et al. (2003) avaliaram um filtro compartimentado composto por um tanque de sedimentação primário (250 L), três compartimentos anaeróbios (100 L, cada) seguidos de um compartimento aeróbio (100 L) e um tanque de sedimentação secundário (80 L) para o tratamento de águas residuárias domésticas. O meio suporte utilizado nas câmaras anaeróbias e aeróbia foram tubos plásticos com diâmetros de 2 a 4 cm e comprimento de 3 a 5 cm. Os compartimentos anaeróbios e aeróbio foram operados com TDH de 15 e 4 h, respectivamente, com temperatura média de 23°C . A DQO e sólidos suspensos totais (SST) médios do afluente do filtro foram de 439 e 256 mg L^{-1} , respectivamente. Observaram-se remoções de DQO e SST de 78,6 e 80,9% e de 80,0 e 81,8%, para os compartimentos anaeróbios e aeróbio, respectivamente. Verificou-se 46,4% de nitrificação no compartimento aeróbio do filtro.

CAVALCANTE et al. (2007) avaliaram as eficiências de remoção de coliformes fecais e de ovos de helmintos em dois sistemas de tratamento de esgoto doméstico. O primeiro sistema era constituído de um digestor anaeróbio (volume de $1,35 \text{ m}^3$) seguido de um filtro anaeróbio (volume de $0,68 \text{ m}^3$) operados com TDH de 13 e 6,6 h, respectivamente. O segundo sistema era constituído por uma lagoa facultativa (volume de 6500 m^3), seguida de um filtro anaeróbio (volume de 10 m^3) operados com TDH de 5 d e de 8 h, respectivamente. Nos filtros anaeróbios do primeiro e do segundo sistema foram utilizados pedaços de eletroduto corrugado (conduite) como meio suporte. Foram observadas eficiências de remoção de coliformes fecais e de ovos de helmintos

superiores a 83 e 93%, respectivamente. O valor médio dos ovos de helmintos e das unidades formadoras de colônias para os coliformes fecais no efluente dos sistemas de tratamento foi inferior a 1 ovo/L e superior a 10^6 UFC/100 mL, respectivamente. Portanto, quanto ao número de ovos de helmintos, os efluentes dos sistemas de tratamento atendiam os padrões estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde para uso irrestrito. Os valores médios das unidades formadoras de colônias (UFC) para os coliformes fecais limitaram a utilização dos efluentes dos sistemas de tratamento para a irrigação irrestrita. Segundo os autores, o efluente de um filtro anaeróbio é geralmente bastante claro, tem relativamente baixa concentração de matéria orgânica e mantém nutrientes, e, por isso, pode ser utilizado na irrigação com fins de produção vegetal, desde que sejam resguardados os cuidados com a presença de microrganismos patogênicos.

SHOW & TAY (1998) compararam três filtros anaeróbios de fluxo ascendente, com diferentes meios suportes quanto ao crescimento e retenção da biomassa, no tratamento de substrato sintético a base de proteínas e carboidratos. Os filtros anaeróbios tinham volume de 15 L, e cada filtro continha como meio suporte anéis de 25 mm de diâmetro e comprimento, construídos com vidro e PVC. A área superficial (m^2 m^{-3}) e a porosidade (%) eram de 187 e 75, 132 e 90 e de 187 e 75, respectivamente, para os anéis de vidro (F1) e de PVC (F2 e F3), respectivamente. O tempo de retenção de sólidos (TRS) estimado e o total de biomassa retido nos filtros foram de 112 dias e 340 g SSV para o F1, de 81 dias e 336,9 g SSV para o F2 e de 107 dias e 315 g SSV para o F3. Isto pode indicar que a utilização de materiais suporte diferentes (F1 - vidro e F3- PVC) com área superficial e porosidades iguais, os TRS são similares. O decréscimo na área superficial e aumento da porosidade no F2 ocasionou o decréscimo do TRS.

BODÍK et al. (2002) avaliaram a utilização de filtro anaeróbio de fluxo ascendente para o tratamento de mistura de águas residuárias domésticas com substrato sintético (glicose e acetato de sódio). O filtro anaeróbio possuía volume de 1,5 L (volume aparente de 1,32 L) e utilizou-se como meio suporte tubos plásticos com diâmetro de 2 cm e comprimento de 1,5 a 2 cm. O filtro anaeróbio foi operado com TDH de 6, 10 e 20

h e com DQO do afluente de 450, 575 e 780 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências médias de remoção variaram de 81 a 96% para a DQO e de 81 a 95% para os sólidos suspensos. Baseados nos resultados observados, os autores indicaram o filtro anaeróbio como tecnologia potencial para o pré-tratamento de unidades aeróbias para águas residuárias domésticas.

Vários estudos também foram realizados com filtros anaeróbios de fluxo ascendente no tratamento de águas residuárias de suinocultura, com o objetivo de verificar as remoções de matéria orgânica com a aplicação de diferentes condições operacionais.

SANCHEZ et al. (1994) estudaram um filtro anaeróbio de fluxo ascendente com volume de 6 L, no tratamento de águas residuárias de suinocultura com DQO_{total} 8,1 g L⁻¹ e DQO_{diss} de 5,4 g L⁻¹, e aplicaram COV de 1 a 25 g DQO_{total} (L d)⁻¹. O meio suporte utilizado no filtro anaeróbio foram anéis cerâmicos com 60% de índice de vazios. As eficiências médias de remoção de DQO_{diss} decresceram de 93 para 30%, com o aumento da COV. Os autores concluíram, para as condições estudadas, que as eficiências de remoção de DQO_{diss} dependem da COV aplicada.

SANCHEZ et al. (1995) compararam um reator UASB (4L) e um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (6 L), tratando águas residuárias de suinocultura com DQO_{total} de 4800 mg L⁻¹ e SST de 1900 mg L⁻¹, operados em paralelo, com TDH variando de 6 a 18 h e com cargas orgânicas volumétricas (COV) de 1,3 a 11 g DQO_{total} (L d)⁻¹. O meio suporte utilizado no filtro anaeróbio foi composto de anéis cerâmicos com 2,3; 2 e 2,2 cm de comprimento, diâmetro interno e diâmetro externo, respectivamente. As eficiências médias de remoção de DQO_{total} aumentaram de 65 para 85% e de 58 para 80% no filtro anaeróbio e no reator UASB, respectivamente, com o decréscimo da COV

RAMIREZ et al. (2002) avaliaram um sistema de tratamento anaeróbio combinando reator UASB (volume de 3,6 L) e filtro anaeróbio (volume de 13 L) no tratamento de águas residuárias da suinocultura. O reator UASB foi operado com TDH de 4 h, e o filtro anaeróbio com TDH de 14 h. O meio suporte utilizado no filtro anaeróbio foi constituído de cilindros de plástico. Obtiveram 82,5% de eficiência para a remoção de DQO_{total} no sistema de tratamento anaeróbio.

RAMIREZ et al. (2004) avaliaram um sistema composto por reator UASB, operado com TDH de 12 h, e um filtro anaeróbio de fluxo descendente e leito submerso com TDH de 8,5 h instalados em série, para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. O material suporte utilizado no filtro eram peças plásticas com área específica de $450 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ e peso específico de 400 kg m^{-3} . O experimento foi dividido em seis tratamentos (taxa de recirculação de 1, 3 e 5 e afluente do reator UASB com alcalinidade de 1500 e 2500 $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$). Os valores de $\text{DQO}_{\text{total}}$ e ST do afluente do filtro anaeróbio foram de 2540 e 3120 mg L^{-1} , respectivamente. Os valores das COV aplicadas no filtro mantiveram-se entre 2,0 e 4,5 $\text{kg DQO (m}^3 \text{ d)}^{-1}$ e as eficiências médias de remoção da $\text{DQO}_{\text{total}}$ variaram de 44,86 a 67,71 % durante os seis tratamentos. As melhores eficiências de remoção de matéria orgânica no filtro anaeróbio foram obtidas durante o tratamento com taxa de reciclo 1 e alcalinidade de 1500 $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ no afluente proveniente do reator UASB. No filtro anaeróbio foram removidos parcialmente os coliformes termotolerantes (80 a 96%) e *Salmonella choleraesuis* (50 a 70%).

3.3 Microbiota no lodo de reatores anaeróbios tratando águas residuárias de suinocultura.

3.3.1 Atividade metanogênica específica

O sucesso da aplicação de processos anaeróbios, especialmente os de alta taxa, depende fundamentalmente da manutenção, dentro dos reatores, de uma microbiota adaptada, com elevada atividade, e resistente a choques de cargas. O ensaio de atividade metanogênica de um lodo constitui-se numa importante avaliação para o monitoramento do processo anaeróbio, além de servir como um parâmetro de controle de estabilidade de reatores. Pode auxiliar na determinação das condições de partida de um reator, bem como da evolução e de possíveis alterações na qualidade da biomassa.

O teste de atividade microbiana pode ser utilizado para quantificar e qualificar o potencial da biomassa na conversão de substratos solúveis em metano e gás carbônico. A partir de quantidades conhecidas de biomassa e de fontes de substrato, e sob condições estabelecidas, pode-se avaliar a produção de metano ao longo do

período do ensaio. A utilização de diferentes fontes de substrato no ensaio de atividade metanogênica pode ser utilizada para obter uma indicação da provável composição das populações de microrganismos envolvidos na degradação de um resíduo orgânico complexo com predominância de carboidratos e proteínas, como as águas residuárias de suinocultura (SANTANA, 2004).

CHO et al. (2005) avaliaram protocolos utilizados para a determinação da atividade metanogênica específica (AME). Os testes de AME conduzidos pelos autores indicaram que a concentração da biomassa, a concentração e o tipo do substrato e a intensidade da mistura são fatores que podem afetar os resultados.

A aplicação dos testes de atividade hidrolítica, acidogênica acetogênica, metanogênica acetotrófica e hidrogenotrófica propiciarão a obtenção de resultados consistentes para o entendimento básico do processo anaeróbico em dois estágios (SANTANA, 2004).

OLIVEIRA et al. (1997) avaliaram a AME do lodo de reatores UASB, tratando águas residuárias de suinocultura com concentrações de sólidos suspensos totais de 0,5 a 2,0 g L⁻¹. Nos frascos-reatores do ensaio de AME adicionou-se uma mistura de ácido acético, butírico, propiônico e fórmico. Os valores de AME variaram de 0,01 a 0,13 mmol CH₄ (g SV h)⁻¹. Verificou-se que a AME do lodo não foi afetada pelas concentrações de SST do afluente na faixa de 0,5 a 1,0 g L⁻¹.

STEIL (2001) avaliou a AME do lodo de biodigestores batelada de campo operados com três resíduos: aves de postura, frango de corte e suínos, obtendo valores máximos de 0,0340; 0,0188 e 0,0029 mmol CH₄ (g SV h)⁻¹, respectivamente. No lodo dos frascos-reatores do ensaio de AME aplicaram-se cargas orgânicas crescentes (0,25; 0,50 e 0,75 g DQO (g SV)⁻¹). O substrato utilizado foi uma mistura de ácido acético, butírico e propiônico. Os resultados obtidos para a atividade metanogênica específica foram maiores quando a carga orgânica no lodo foi de 0,25 g DQO (g SV)⁻¹, o que foi atribuído a possível toxicidade provocada por maiores quantidades de ácidos graxos nos frascos com as cargas orgânicas mais elevadas.

SANTANA et al. (2007) avaliaram a AME no lodo de dois reatores UASB instalados em série, em escala piloto, aplicando-se COV na faixa de 3,40 a 14,44 kg

DQO_{total} ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) no primeiro reator e de 2,25 a 18,70 kg DQO_{total} ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) no segundo reator, no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Foram utilizados separadamente, como substrato o amido, glicose, propionato + butirato, acetato e formiato e observou-se o crescimento equilibrado das populações hidrolíticas, acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas acetoclásticas e hidrogenotróficas. Os maiores valores de AME de $0,237 \text{ mmol CH}_4 (\text{g SV h})^{-1}$, para o acetato, foram observados com as menores COV no primeiro reator. SANTANA (2008) também avaliou a AME no lodo de reatores anaeróbios, em escala piloto. As cargas orgânicas aplicadas nos reatores UASB do primeiro estágio variaram de 11 a 26 g DQO_{total} (Ld^{-1}) e as atividades hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e hidrogenotrófica variaram de $0,075$ a $0,102 \text{ mmol CH}_4 (\text{g SV h})^{-1}$; de $0,063$ a $0,140 \text{ mmol CH}_4 (\text{g SV h})^{-1}$; de $0,162$ a $0,443 \text{ mmol CH}_4 (\text{g SV h})^{-1}$; de $0,112$ a $0,165 \text{ mmol CH}_4 (\text{g SV h})^{-1}$ e de $0,050$ a $0,149 \text{ mmol CH}_4 (\text{g SV h})^{-1}$, respectivamente. Com o aumento da COV no reator UASB, os maiores valores foram da atividade de acetogênicas, ou seja, com a utilização de propionato + butirato como substrato.

3. 3. 2 Aplicação da técnica metagenômica (região conservada RNAr 16S)

Segundo ABREU et al. (2007), nos últimos anos, os sistemas anaeróbios vêm sendo amplamente pesquisados no Brasil como unidades únicas de tratamento de esgotos ou seguidas de alguma forma de pós-tratamento. Apesar do grande número de pesquisas, existem poucas informações sobre a diversidade, a composição e a dinâmica dos ecossistemas microbianos presentes nestes sistemas, o que pode contribuir para compreensão do funcionamento, bem como do monitoramento e da otimização de condições de operação dos reatores.

A limitação do conhecimento biológico pode ser parcialmente atribuída às técnicas tradicionais de isolamento e cultivo de microrganismos, que são fastidiosas ou extremamente seletivas, não representando a complexa comunidade microbiana presente no meio em estudo (ABREU et al., 2007). Segundo TRINGE & RUBIN (2005),

aproximadamente 99% dos microrganismos de ambientes naturais não são facilmente cultiváveis.

A aplicação de metodologias moleculares que independem do cultivo, como a metagenômica, são baseadas em extração direta de ácidos nucleicos de amostras ambientais, associadas às técnicas de hibridização com sondas grupo-específicas e ou PCR, clonagem e sequenciamento (Figura 1). Isto permite a avaliação mais precisa das comunidades microbianas no ambiente e a descoberta de novos grupos de organismos (Canhos & Manfio, 1998 citado NEVES, 2008).

Em estudo recente, SONG et al (2010) avaliaram o desempenho e a dinâmica da população metanogênica em um reator UASB tratando águas residuárias de suinocultura. O reator UASB possuía 35 m³ e foi operado com TDH de 7,0; 6,4; 5,0 e 3,5 dias e COV de 1,3; 2,3; 4,0 e 5,8 g DQOtotal (L d)⁻¹, e as eficiências de remoção de DQOtotal foram de 78,7; 74,0; 78,0 e 77,5%, respectivamente. O reator foi operado 110 dias em cada uma das condições. Para a quantificação dos microrganismos, o DNA genômico foi extraído e as amostras foram submetidas a análise de PCR em tempo real. Os autores verificaram, nas quatro condições operacionais aplicadas no reator, que as arqueias que prevaleciam no lodo eram as ordens *Methanobacteriales* seguidas das *Methanomicrobiales* e *Methanosarcinales*. Foi verificado que as metanogênicas hidrogenotróficas (*Methanobacteriales* e as *Methanomicrobiales*) correspondiam a 95,8% da concentração total do DNA metanogênico (DNAr 13 S). As metanogênicas acetoclásticas (*Methanosaetaceae* e *Methanosarcinaceae*) eram as menores populações, com 3,7% da concentração do DNA metagenômico. Com o aumento da COV de 4,0 para 2,3 para 5,8 g DQOtotal (L d)⁻¹, os autores verificaram o decréscimo das populações de *Methanosaetaceae*.

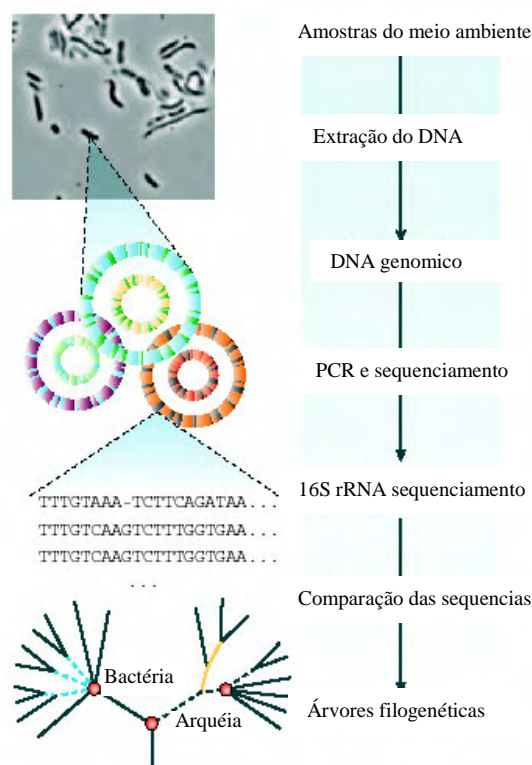


Figura 1. Esquema da aplicação da técnica metagenômica (TRINGE & RUBIN, 2005).

SEZERINO et al. (2009) trabalharam com cinco biodigestores, com volumes de 1 L cada, com diferentes proporções de águas residuárias de suinocultura/inóculo. O inóculo era proveniente de biodigestores tratando águas residuárias de suinocultura. As proporções de inóculo em cada biodigestor eram de 0; 20; 40; 60 e 80%. Através da técnica de FISH as arqueias metanogênicas do gênero *Methanosarcina*, e das espécies *Methanomicrobium* sp., *Methanogenium* sp., *Methanoculleus* sp., *Methanospirillum* sp., *Methanocorpusculum* sp., e *Methanoplanus* sp., foram verificadas em todas as amostras avaliadas, tornando evidente a presença de hidrogênio, acetato e CO₂ como substrato utilizado para a produção de biogás.

3.4 Hidrodinâmica de reatores anaeróbios.

O conhecimento dos mecanismos hidrodinâmicos dos reatores é de fundamental importância, tendo em vista a sua aplicação e a otimização de processos, permitindo a

detecção de problemas decorrentes de falhas operacionais, de concepção e relacionadas às aspectos construtivos. O comportamento hidrodinâmico do reator permite estabelecer os regimes de escoamento (pistão, mistura completa ou ambos) e detectar a presença de anomalias (zonas mortas e curtos-circuitos) que reduzem a eficiência do reator (DANTAS et al., 1999).

Segundo OLIVEIRA (1997), as dinâmicas do escoamento de líquido e de movimentos no lodo em um reator UASB são interdependentes e influenciam no desempenho do processo. O escoamento do líquido é afetado pelas bolhas de gás que são produzidas durante o processo, também, pela maneira de distribuição do afluente e do comportamento das partículas de lodo. Segundo PENA et al. (2006), a conversão de matéria orgânica em um reator anaeróbio é governada por dois fatores que se correlacionam: o processo microbiológico e a hidrodinâmica do reator.

OLIVEIRA (1997) realizou ensaios de hidrodinâmica em dois reatores UASB com volume de 10,5 L, operados com TDH de 12 h. O afluente dos reatores eram águas residuárias de suinocultura, com concentrações de SST de 1500 e 2000 mg L⁻¹ para o primeiro e segundo reatores, respectivamente. Foi utilizado o método estímulo resposta, com entrada em pulso do traçador lítio (Li⁺), proveniente de uma solução de cloreto de lítio (LiCl). Para o acompanhamento da concentração do Li⁺ no efluente, utilizou-se a leitura em espectrofotômetro de absorção atômica. Com os resultados obtidos, utilizando-se o modelo de tanques em série, o autor verificou a ocorrência de regime de escoamento não ideal, com características hidrodinâmicas relacionadas aos reatores de mistura completa, com indicações da ocorrência de recirculação interna de líquido.

DANTAS et al. (1999) avaliaram as características hidrodinâmicas de quatro filtros anaeróbios de fluxo descendente afogado com diferentes meios suporte (tijolos cerâmicos vazados, pedra britada comercial, anéis de eletroduto corrugado de plástico e brita granítica nº 4), alimentados com efluentes de um tanque séptico com vazão de 7,5 m³ d⁻¹. A metodologia utilizada foi a traçagem com o método estímulo resposta, com entrada em pulso do NaCl, com acompanhamento da condutividade elétrica no efluente. Os resultados obtidos, utilizando o modelo da dispersão axial, apontaram para um

escoamento do tipo mistura, com grande dispersão, em ambos os filtros. A análise das curvas “C” indicou a existência de regiões de estagnação e recirculação interna.

PASSIG & BLUNDI (1999) estudaram a hidrodinâmica de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (volume útil de 26 L), com meio suporte de PVC. O filtro anaeróbio foi operado com TDH de 24 h e alimentado com água de torneira. A metodologia utilizada foi a traçagem através do método estímulo resposta, com entrada em pulso de uma solução de Rodamina WT. O efluente do filtro foi coletado a cada 0,5 h e analisado em um fluorímetro. Os estudos hidrodinâmicos demonstraram que o reator simulado, utilizando o modelo de tanques em série e de pequena dispersão, comportava-se como, aproximadamente, três reatores de mistura completa em série. Uma longa cauda foi observada na curva resposta, o que pode indicar a existência de zonas mortas no filtro ou que o traçador ficou retido no material suporte.

CAMARGO (2002) estudou o comportamento de filtros com anéis de bambu e meios anéis de bambu, com água. O traçador utilizado foi NaCl. Verificou que o escoamento real dos reatores apresentou tendência ao pistonado, que é caracterizado por apresentar variação na direção axial.

3.5 Pós-tratamento de águas residuárias em filtros biológicos percoladores

Com a finalidade de promover um equilíbrio entre as vantagens e desvantagens dos sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio, pesquisas recentes caminham no sentido de combinar estes processos, em especial com uma primeira etapa anaeróbia seguida de um tratamento aeróbio complementar (RAMIREZ et al., 2003).

Embora os reatores anaeróbios sejam unidades relativamente eficientes na remoção de material orgânico e sólidos em suspensão, eles têm pouco efeito sobre a concentração dos nutrientes presentes no esgoto. Dependendo da disposição final do efluente e da legislação sobre a qualidade mínima de efluentes, pode haver necessidade de pós-tratamento para remover a concentração residual de DBO e SST, para reduzir a concentração de nutrientes e patogênicos (MARCHETTO, 2001).

O lançamento de águas residuárias nos mananciais, com excesso de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, traz como principal consequência a eutrofização dos

cursos d' água. Assim, novas tecnologias almejam não somente a remoção de matéria orgânica, mas também a remoção biológica do nitrogênio e fósforo em sistemas mistos de tratamento, anaeróbio/aeróbio (MARCHETTO, 2001).

A aplicabilidade dos reatores anaeróbios é baseada em sua simplicidade operacional e baixo custo e nesse sentido é interessante que também as unidades de pós-tratamento apresentem as mesmas características. O sistema reator UASB seguido de filtro biológico percolador pode-se tornar uma alternativa muito promissora para o tratamento de esgotos no Brasil (SANTOS, 2005).

O filtro biológico percolador foi o primeiro reator de filme fixo utilizado em larga escala para o tratamento de águas residuárias (VICTORIA, 2006). Segundo JORDÃO & PESSOA (1995), os primeiros filtros biológicos surgiram na Inglaterra, no final do século XIX. No Brasil, somente em 1910, foi construída a primeira estação de tratamento de esgotos utilizando a tecnologia da filtração biológica aeróbia – ETE Paquetá, no Rio de Janeiro.

O filtro biológico percolador é uma tecnologia compacta, operacionalmente simples, de baixo consumo de energia e custo operacional. Vários trabalhos têm sido realizados com o objetivo de contribuir para a avaliação do comportamento de reatores UASB seguidos de filtros biológicos percoladores (FBP) tratando esgotos sanitários (SANTOS, 2005).

O filtro biológico percolador é um reator microbiológico, de tratamento de águas residuárias, constituído essencialmente por um tanque com recheio de materiais inertes, com forma, tamanho e interstícios adequados que permitem a circulação natural ou forçada de ar. Os dispositivos de distribuição lançam os dejetos na superfície do filtro biológico aeróbio que percolam por entre os materiais constituintes do meio, que serve como suporte para os microrganismos (Campos, 1994 citado por BELÉM, 1996).

A percolação dos esgotos permite o crescimento bacteriano na superfície do material de enchimento (meio suporte), formando uma película ativa (biofilme), constituída por colônias gelatinosas de microrganismos (*zooglea*) de espessura máxima de 2 a 3 mm (METCALF & EDDY, 2003).

A ventilação no FBP é importante para manter as condições aeróbias necessárias para o processo e para eliminar os gases dos despejos (Figura 2).

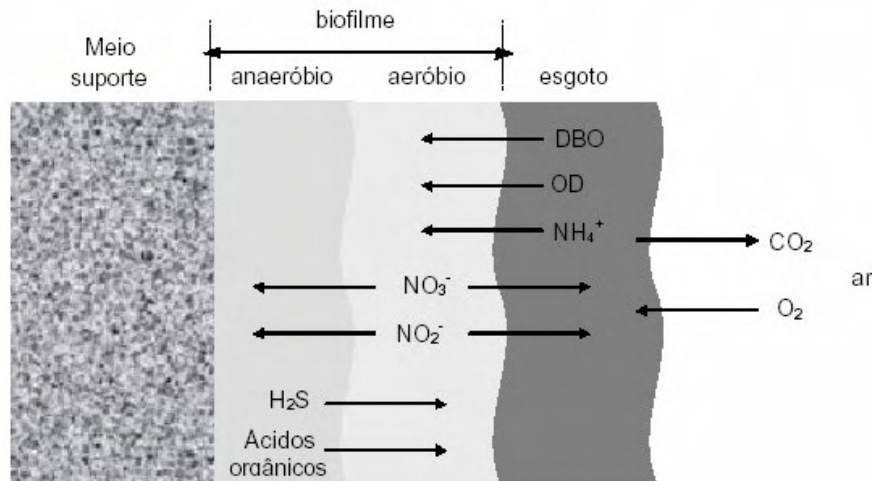


FIGURA 2. Representação esquemática de um biofilme.
Fonte: SANTOS (2005).

Os filtros biológicos percoladores são sistemas de tratamento de águas residuárias baseados no princípio da oxidação bioquímica aeróbia do substrato orgânico presente. Por meio da transformação de substâncias coloidais e dissolvidas, em sólidos estáveis, a película que se desgarrar do meio suporte sedimenta-se facilmente e é removida em uma unidade de decantação secundária (SANTOS, 2005). Portanto, o filtro biológico percolador é um tratamento por oxidação biológica, no qual não ocorre o fenômeno físico de filtração ou peneiramento e, portanto impropriamente denominado de “filtração”, apesar de assim sê-lo usualmente reconhecido (SANTOS, 2005).

Propiciadas as passagens adequadas do ar, a diferença entre as temperaturas do líquido e do ar é suficiente para produzir a aeração necessária (METCALF & EDDY, 2003). Normalmente a ventilação ocorre por convecção, causado pela diferença de temperatura entre duas colunas de ar. Quando a temperatura do despejo é maior que a temperatura do ar, o fluxo é ascendente.

A recirculação é um elemento muito importante no projeto de filtros biológicos, e

é essencial para despejos concentrados, pois, além de aumentar a eficiência de remoção da DBO, impede também que os filtros fiquem secos, e reduz a temperatura do despejo em função do número de passagens do líquido através do leito percolado. As taxas de recirculação (vazão retornada/vazão afluyente) geralmente variam entre 0,5 a 3 vezes (BELÉM, 1996).

Segundo BIESTERFELD et al. (2003), a recirculação fornece o carbono necessário para a desnitrificação em filtros biológicos percoladores. O processo pôde aumentar em 50% e 67% a desnitrificação com taxas de recirculação de 100 e 200%, respectivamente.

No filtro biológico percolador os processos metabólicos de conversão ocorrem no interior do biofilme e o transporte de substratos ocorre através de processos de difusão, inicialmente através do filme líquido na interface líquido/biofilme e em seguida através do próprio biofilme (Figuras 2 e 3). A competição entre bactérias heterotróficas e autotróficas por substrato (oxigênio e nitrogênio amoniacal) e por espaço, é um dos aspectos importantes a ser considerado na operação de reatores aeróbios com biofilme. A competição entre as bactérias heterotróficas e autotróficas resulta em um biofilme estratificado, e as bactérias de crescimento mais rápido localizam-se na camada externa, onde a concentração de substrato e a aderência são maiores, enquanto as bactérias de crescimento mais lento encontram-se na camada interna. Portanto, a camada heterotrófica forma-se acima da camada nitrificante, constituindo-se em uma desvantagem para a nitrificação, pela baixa disponibilidade de oxigênio, devido a seu consumo pelas bactérias heterotróficas e pela resistência à difusão para a camada interna (VICTORIA, 2006).

Segundo METCALF & EDDY (2003), as altas concentrações de oxigênio e os longos tempos de retenção celular nos FBP, podem criar condições adequadas para o crescimento e acumulação de populações heterotróficas, principalmente na presença de matéria orgânica.

A remoção de matéria orgânica e a nitrificação podem ser obtidas nos FBP, quando operados com baixas cargas orgânicas. Em virtude da competição entre as bactérias heterotróficas e as bactérias autotróficas, uma nitrificação eficiente no FBP

ocorrerá depois que a concentração de matéria orgânica tenha sido significativamente reduzida. Segundo Bruce et al (1975), citados por METCALF & EDDY (2003), a DBO do afluente deve ser menor que 30 mg L^{-1} para iniciar a nitrificação, e menor que 15 mg L^{-1} para obter a nitrificação completa.

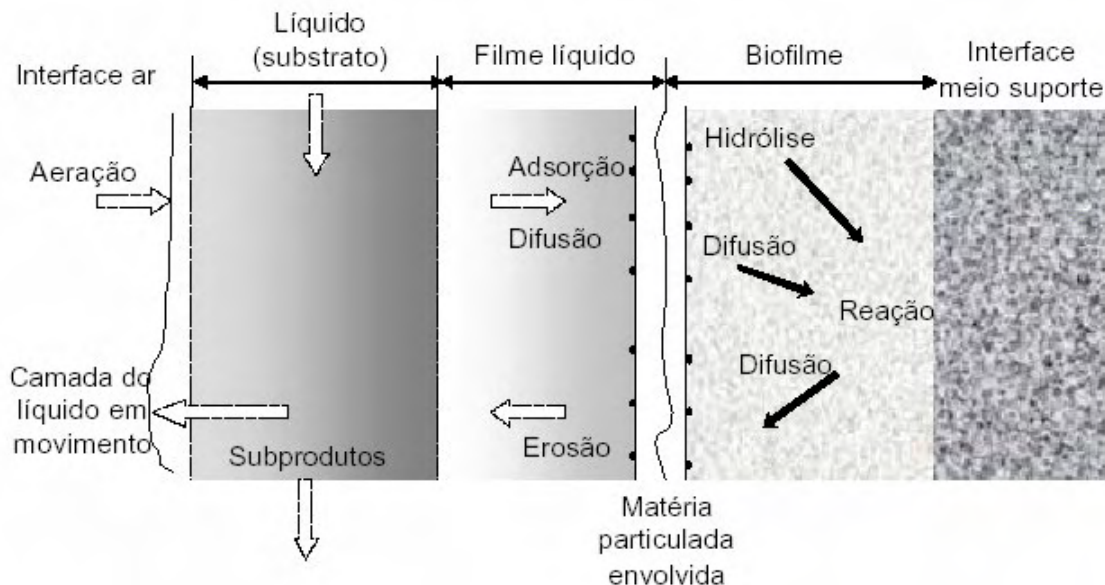


FIGURA 3. Mecanismos e processos envolvidos com o transporte e degradação do substrato em biofilmes. Fonte: GONÇALVES *et al.* (2001).

RAJ & MURTHY (1998) estudaram o filtro biológico percolador (FBP), em escala laboratorial, para a nitrificação de águas residuárias sintéticas, com concentrações de 25 a 170 mg L^{-1} de N-NH_4^+ . No FBP, foi utilizado meio suporte modular “cross flow” (área superficial específica de $243 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$ e 93,4% de índices de vazios). O FBP foi operado com cargas hidráulicas de 5 , 9 e $13 \text{ m}^3 (\text{m}^2 \text{ d})^{-1}$. Foram observadas taxas máximas de nitrificação por superfície específica de $1,21 \text{ g N} (\text{m}^2 \text{ d})^{-1}$. A remoção de N-NH_4^+ decresceu com o aumento da carga hidráulica que, segundo os autores, deveu-se a redução do TDH, limitando o contato entre o substrato e a microbiota.

SANTOS (2005) operou um filtro biológico percolador (volume de 3000 L) com meios suportes randômicos (área superficial específica de $80 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ e 95% de índices de vazios) e meios suportes modulares “cross flow” (área superficial específica de $160 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ e 95% de índices de vazios) para o tratamento de esgoto sanitário doméstico.

Foram aplicados, no filtro biológico percolador, taxas superficiais de 40, 65 e 80 m³ (m² d)⁻¹ e COV de 0,9; 1,5 e 1 kg DBO (m³ d)⁻¹ para os dois meios suportes. A aplicação de taxa de até 65 m³ (m² d)⁻¹ permitiu a obtenção de efluente com qualidade satisfatória, com concentrações de DBO e SST inferiores a 60 mg L⁻¹. Observou-se que o valor sugerido de 65 m³ (m² d)⁻¹ corresponde ao dobro da taxa recomendada para o meio suporte em pedra. Não houve diferença significativa entre os dois meios suportes utilizados (randômicos e modulares).

ALMEIDA et al. (2007) investigaram o desempenho de diferentes meios suportes utilizados em filtros biológicos percoladores, após reator UASB, no tratamento de esgoto doméstico, para a remoção de nitrogênio amoniacal. O aparato experimental foi constituído de um reator UASB (22 m³) e de um filtro biológico percolador compartimentado (2,16 m³/compartimento), onde cada compartimento foi preenchido com diferentes tipos de meios suportes. Os materiais de enchimento testados foram: escória de alto-forno, anéis plásticos randômicos, sistema *downflow hanging sponge* (DHS) e aparas de conduíte corrugado. Para carga orgânica volumétrica aplicada de 0,43 kg DBO (m³ d)⁻¹, e taxa de aplicação superficial de 20 m³ (m² d)⁻¹ as concentrações de N - amoniacal no efluente foram superiores a 20 mg L⁻¹, não havendo diferenças significativas entre o desempenho dos materiais de enchimento testados. Para carga orgânica volumétrica aplicada de 0,24 kg DBO (m³ d)⁻¹, e taxa de aplicação superficial de 10 m³ (m² d)⁻¹, as concentrações nos efluentes foram abaixo de 20 mg N-am. L⁻¹ e foram detectadas diferenças significativas entre o meio suporte. Tal fato sugere que filtros biológicos percoladores, pós-reator UASB, têm desempenhos distintos em termos de nitrificação, em função do material de enchimento utilizado, bem como em função das cargas orgânicas volumétricas e das taxas de aplicação superficiais utilizadas.

Segundo MORTON & AUVERNAM (2001), o filtro biológico percolador historicamente foi utilizado para o tratamento de esgoto sanitário e a sua utilização no tratamento de águas residuárias com altas concentrações de matéria orgânica, como as águas residuárias de suinocultura são pouco freqüentes. MORTON & AUVERNAM, (2001) trabalharam com dois FBP no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura provenientes de lagoas de estabilização. Os FBP possuíam a altura de 1,9

m e 0,35 m de diâmetro. Os meios suportes utilizados eram compostos com anéis plásticos com área superficial de 321 e 557 m² (m³) nos primeiro e segundo FBP, respectivamente. A vazão média do afluente foi de 3,5 L/ min com uma DQO_{total} de 2234 mg L⁻¹. Os autores verificaram eficiências de remoções de DQO_{total} de apenas 3%, após os primeiros 30 dias de operação.

TANAKA et al. (2006) operaram um reator UASB com volume total de 6,6 m³ seguido de um filtro biológico percolador com volume de 16,2 m³, no tratamento de águas residuárias de suinocultura com demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 4000 mg L⁻¹. O reator UASB foi operado com TDH de 1,2 a 1,7 d e o meio suporte utilizado no FBP foram tiras de poliéster suspensas. Os autores observaram eficiências de remoção de 50% de DBO no reator UASB e de 50% de nitrogênio total no FBP.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local

O trabalho foi realizado nas instalações experimentais de reatores anaeróbios e aeróbios e laboratórios, da área de Digestão Anaeróbia, do Departamento de Engenharia Rural, da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista - UNESP, Câmpus de Jaboticabal. As coordenadas geográficas do local são: latitude de 21° 15'22" S; 48° 18'58" W e altitude de 575 m. O clima da região, segundo classificação de Koppen, é Cwa (subtropical úmido, seco no inverno e com chuva no verão), com precipitação média anual de 1.300 mm e temperatura média anual de 21°C (UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, 2009).

4.2 Instalações experimentais

A unidade experimental utilizada para o tratamento secundário das águas residuárias de suinocultura foi um reator UASB (300 L) seguido de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (190 L), instalados em série. A unidade de pós-tratamento do efluente do tratamento secundário foi um filtro biológico percolador (250 L) seguido de um decantador (150 L) (Figura 4).

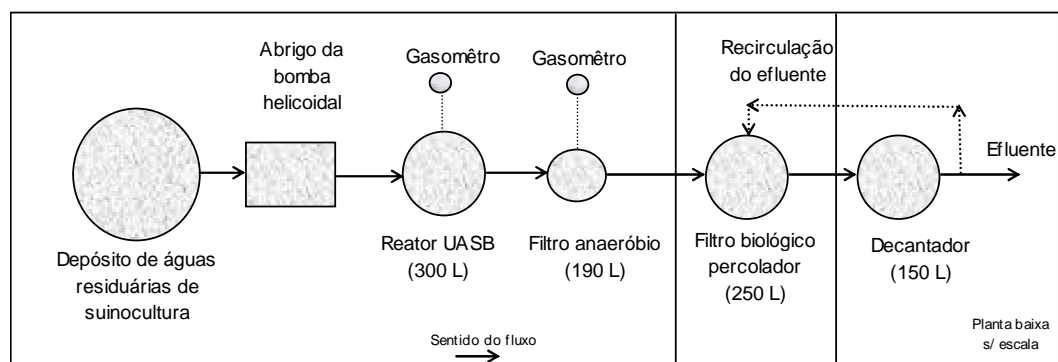


FIGURA 4. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios e do sistema de pós-tratamento.

Uma bomba dosadora helicoidal, construída em aço inox, foi utilizada para a alimentação do reator UASB. O efluente proveniente do reator UASB, do filtro anaeróbio, do filtro biológico percolador e do decantador escoavam por gravidade por meio das tubulações de PVC que os interligavam. A recirculação do efluente do decantador para o filtro biológico percolador foi realizada com a utilização de uma bomba helicoidal.

4.2.1 Tratamento secundário: reator UASB seguido do filtro anaeróbio de fluxo ascendente

O reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) com volume total de 300 L foi construído com tubo de PVC de seção transversal circular de 400 mm e 2570 mm de altura (Figuras 5 e 6).

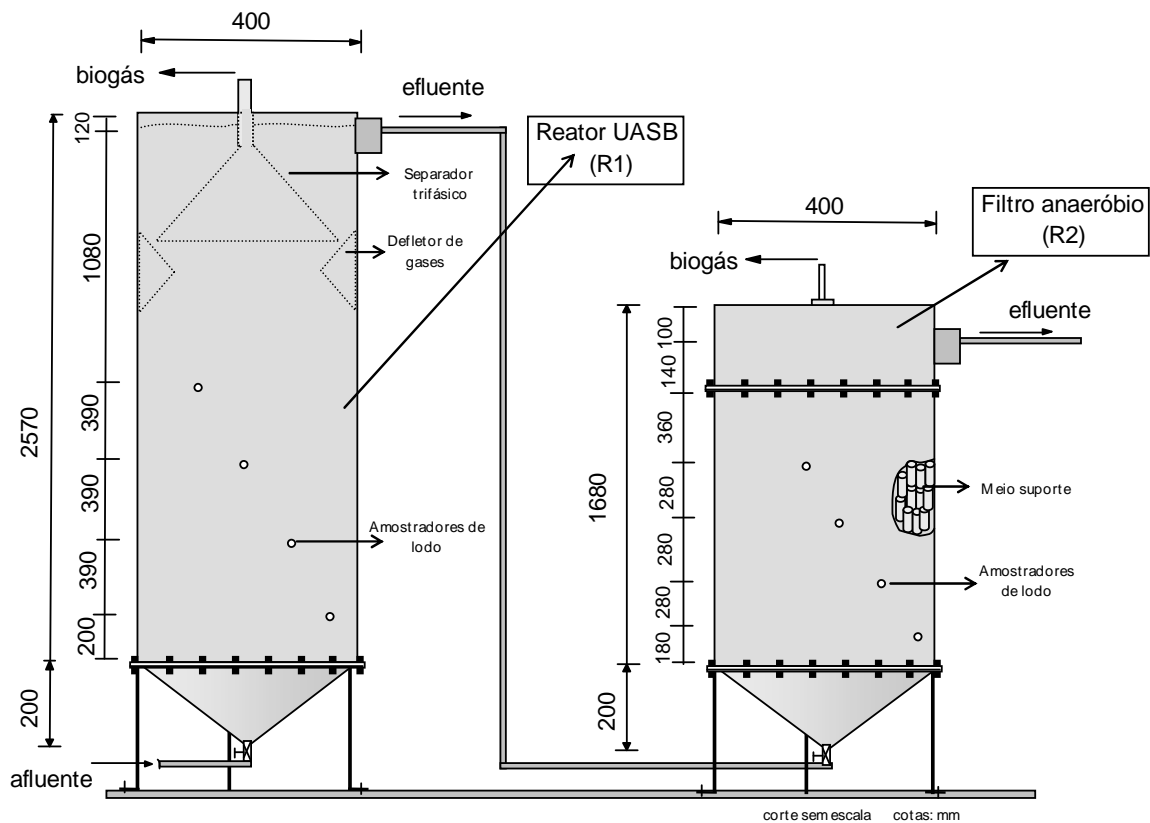


FIGURA 5. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios composto por um reator UASB (R1) seguido do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2).

O fundo cônico do reator UASB foi construído em fibra de vidro com conexão de 1 ½" no vértice (entrada do afluente) e unido ao corpo do reator por flange com diâmetro de 400 mm. Na parte superior foi construído um separador de fases, sólido, líquido e gás. Este separador foi formado por anel defletor fixado à parede interna do reator que teve a finalidade desviar o gás que se deslocava próximo à parede do reator, para dentro do cone fixado logo acima, o qual constitui a câmara de gás. Na extremidade do cone (câmara de gás) ficava a saída do gás, ligada ao respectivo selo hidráulico e gasômetro para monitoramento da produção de gás.

O filtro anaeróbico de fluxo ascendente com volume total de 190 L foi construído em tubo de PVC de seção transversal circular de 400 mm. O filtro anaeróbico de fluxo ascendente possuía um fundo cônico, com diâmetro inferior de tubo de PVC de 1 ½" e superior de 400 mm, uma parte intermediária cilíndrica de 400 mm de diâmetro externo e 1520 mm de altura, que abrigava o meio suporte (bambu ou eletroduto corrugado), e uma cúpula cilíndrica de fechamento com 400 mm de diâmetro e 100 mm de altura.

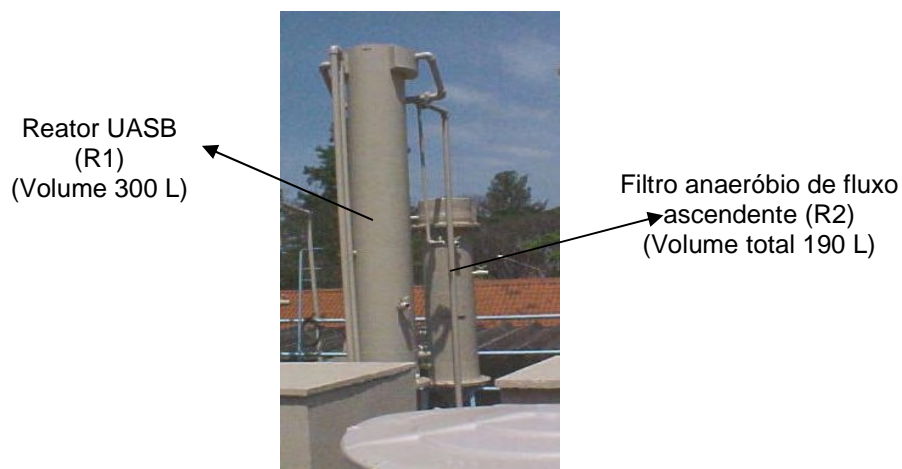


FIGURA 6. Foto das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios composto por um reator UASB (R1) seguido do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2).

A cúpula do filtro anaeróbico possuía um tubo com conexão de 15 mm (saída do gás produzido, conduzido por mangueira de borracha com lona ao respectivo conjunto de medição de gás formado por selo hidráulico e gasômetro. O fundo cônico e a cúpula

do filtro anaeróbio foram unidos à parte intermediária por meio de flange para garantir a praticidade de montagem e manutenção, bem como, a vedação do sistema. Nas extremidades da parte cilíndrica do filtro contendo o meio suporte foi colocada uma tela de aço perfurada, de diâmetro igual ao tubo de PVC, a qual serviu para evitar que o meio de enchimento atingisse a base ou a cúpula do reator.

A captação do efluente no reator UASB e no filtro anaeróbio foi feita com tubos coletores perfurados, de PVC de 20 mm, instalados diametralmente, transpassados por furos de 12 mm, que serviu para a captação e condução do efluente para as caixas coletoras instaladas do lado externo.

No corpo do reator UASB e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente, foram instalados 4 pontos para tomada de amostras do lodo, constituídos por registros de esfera de 32 mm de diâmetro, distribuídos proporcionalmente na altura disponível (2450 mm no reator UASB e 1520 mm no filtro anaeróbio) e no perímetro (1256 mm para o reator UASB e para o filtro anaeróbio).

As distribuições dos pontos de tomada de lodo tiveram por base uma espiral imaginária envolvendo o corpo do reator, permitindo que os pontos de amostragem, fossem instalados de forma a não coincidirem, solução encontrada para evitar a possibilidade de obter amostras de “caminho preferencial” eventualmente formado no interior dos reatores.

4.2.2 Pós – tratamento: filtro biológico percolador (FBP) e decantador

O filtro biológico percolador com volume de 250 L (altura de 2250 mm) e o decantador com volume de 150 L (altura de 1100 mm), foram construídos com tubos de PVC de 400 mm de diâmetro externo (Figuras 7 e 8).

O filtro biológico percolador possuía fundo cônico com diâmetro superior de 398 mm e inferior com tubo de PVC de 1 ½” (saída do efluente) e é unido ao corpo do reator por meio de flange. No perímetro da parte inferior do corpo do filtro biológico percolador foram feitos dez orifícios de 1 ½” e vinte de ¾” de diâmetro para permitir a entrada de ar (Figuras 7 e 8). Logo acima da entrada de ar foi fixada internamente uma chapa de aço inox que serviu de apoio para o meio suporte (Figura 9).

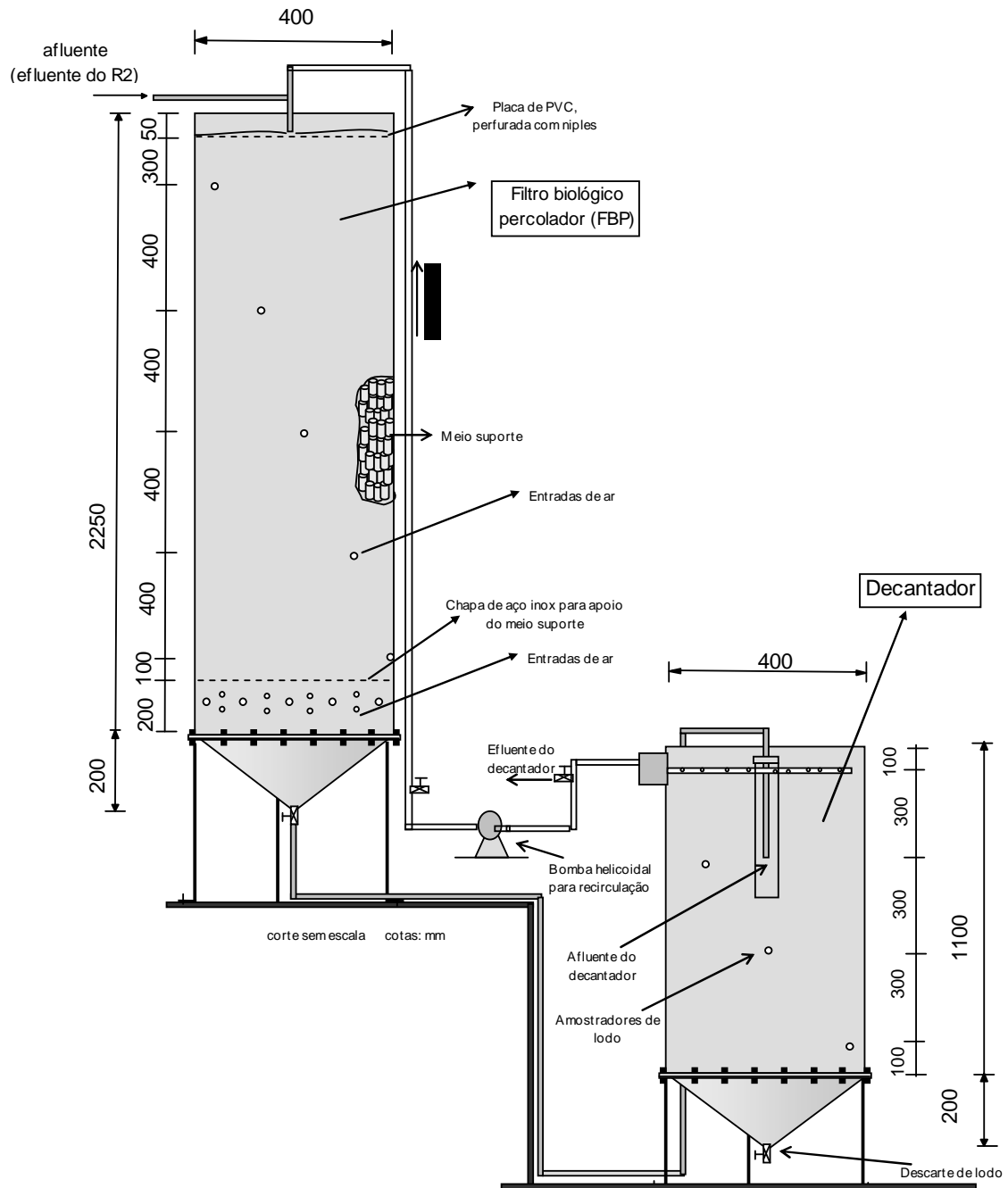


FIGURA 7. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de pós - tratamento composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e decantador.

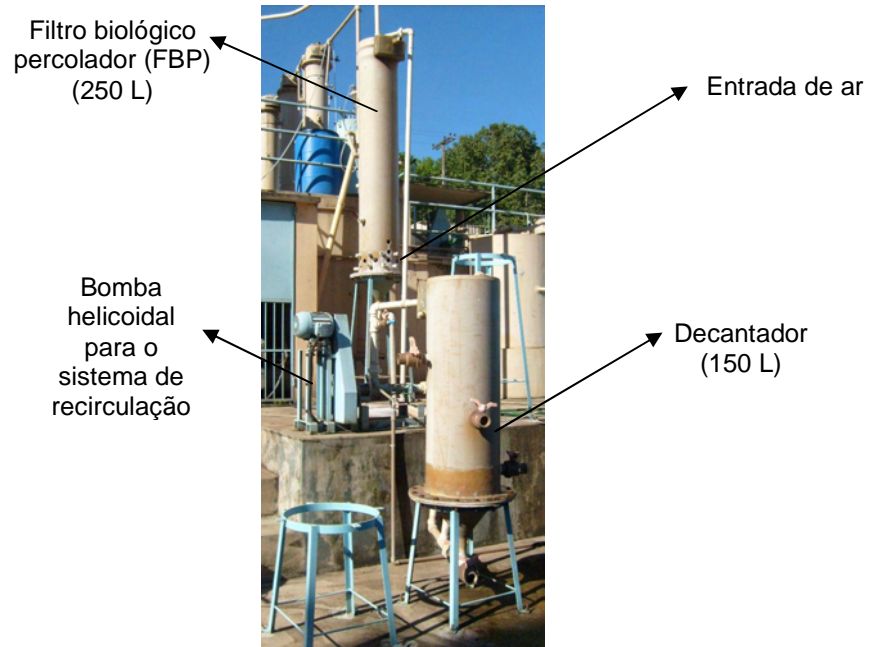


FIGURA 8. Fotos das instalações experimentais do sistema de pós - tratamento composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e o decantador.



FIGURA 9. Foto da chapa de aço inox para apoio do meio suporte.

O sistema de distribuição do afluente do filtro biológico percolador foi confeccionado com uma placa em PVC perfurada, com 13 orifícios de $\frac{3}{4}$ " de diâmetro, distribuídos proporcionalmente na área da placa. O afluente do filtro biológico percolador foi distribuído na região central da placa perfurada com auxílio de tubo de 1

½” de diâmetro ranhurado. Nos orifícios da placa perfurada foram instalados niples, por meio dos qual o afluente escoava, promovendo a distribuição uniforme do líquido sobre o meio suporte do filtro biológico percolador (Figura 10).



FIGURA 10. Foto do sistema de distribuição de efluente do filtro biológico percolador utilizando uma placa perfurada de PVC.

O decantador secundário possuía fundo cônico com diâmetro superior de 398 mm e inferior com tubo de PVC de 1 ½” de diâmetro, unido ao corpo do decantador por meio de flange. O efluente do FBP foi descarregado por gravidade até a parte intermediária do decantador secundário, evitando a movimentação do lodo sedimentado.

No corpo do decantador foram instalados 4 pontos para tomada de amostras do lodo, constituídos por registros de esfera de 32 mm de diâmetro, distribuídos proporcionalmente na altura disponível (1110 mm) e no perímetro (1256 mm). A distribuição dos pontos de tomada de lodo teve por base uma espiral imaginária envolvendo o corpo do reator, permitindo que os pontos de amostragem, fossem instalados de forma a não coincidirem, solução encontrada para evitar a possibilidade de obter amostras de “caminho preferencial” eventualmente formado no interior do decantador.

A captação do efluente no decantador foi feita por um tubo coletor perfurado de PVC de 20 mm, instalado diametralmente, transpassado por furos de 12 mm, que serviram para a captação e condução do efluente para a caixa coletora instalada no lado externo.

4.3 Afluente

Os dejetos de suínos utilizados como afluente no reator UASB foi coletado diariamente, em confinamento de suínos em fase de crescimento e terminação, alimentados com ração à base de milho e soja, com complemento vitamínico e mineral. As instalações de confinamento utilizadas para a coleta dos dejetos de suínos estavam localizadas no Setor de Suinocultura da UNESP, Câmpus de Jaboticabal e faziam uso intensivo de água (lâmina d'água) para transporte dos dejetos das baias.

4.4 Descrição da operação e acompanhamento do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios e pós-tratamento.

O estudo foi desenvolvido em quatro fases para o sistema de tratamento anaeróbio, além da partida. Cada fase foi subdividida em dois ensaios para o sistema de pós-tratamento, resultando em oito ensaios, descritos na Figura 11. Durante o período de partida do sistema de tratamento anaeróbio não se efetuou o pós-tratamento do efluente.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) aplicado no reator UASB (R1) durante a partida foi de 36,0 h. Nas fases 1 e 3, o TDH aplicado no R1 foi de 24 h. Nas fases 2 e 4, o TDH aplicado no R1 foi de 12 h (Tabela 3).

Para os cálculos dos parâmetros operacionais na partida e fases 1 e 2 (ensaios 1 a 4), com os anéis de bambu como meio suporte, foram utilizados os volumes úteis de 147 L para o filtro anaeróbio (R2) e de 187,5 L para o filtro biológico percolador (FBP). Nas fases 3 e 4 (ensaios 5 a 8), com os anéis de conduíte como meio suporte, foram utilizados os volumes úteis de 165,3 L para o filtro anaeróbio (R2) e de 217,5 L para o filtro biológico percolador (FBP).

A velocidade superficial do líquido variou de 0,07 a 0,20 m h⁻¹ no R1 e de 0,09 a 0,26 m h⁻¹ no R2. Os valores foram baixos em virtude das altas concentrações de SST do afluente, visando atenuar o arraste de sólidos suspensos retidos na manta de lodo e o aumento do tempo de retenção de sólidos (TRS) no reator, o que pode favorecer a hidrólise e estabilização dos sólidos suspensos voláteis (SSV), melhorando a qualidade do efluente final e do lodo excedente descartado do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios.

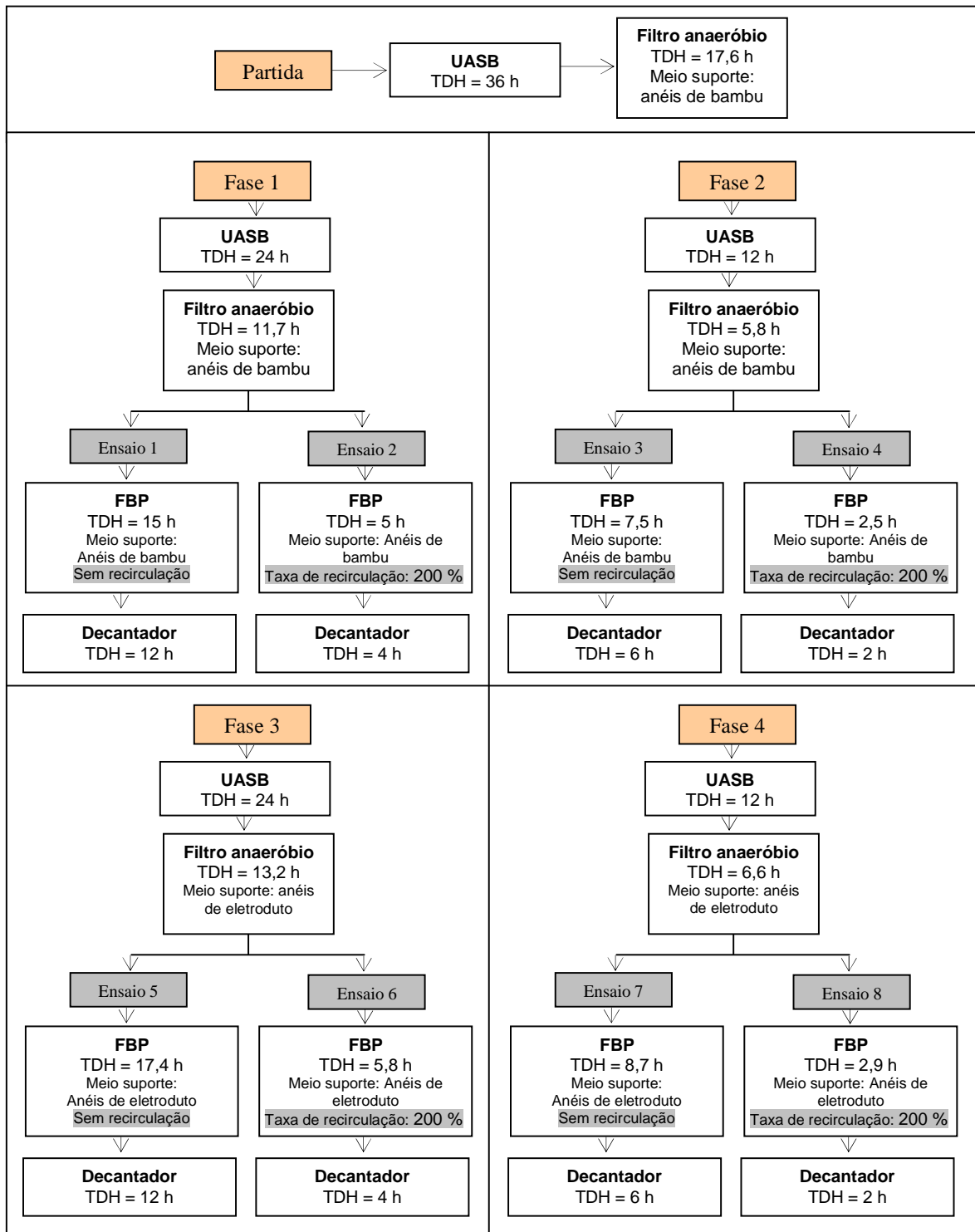


FIGURA 11. Esquema das condições operacionais do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com o reator UASB (R1) e o filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), em série, seguido do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) para o pós-tratamento, durante o experimento.

Segundo CHERNICHARO (2007) a velocidade superficial nos reatores UASB e filtro anaeróbio dependem do tipo do lodo presente e das cargas aplicadas. Para reatores UASB operando com lodo floculento e com COV de 5 a 6 kg DQO ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$), as velocidades podem ser da ordem de 0,5 a 0,7 m h^{-1} e de 2 m h^{-1} .

TABELA 3. Condições operacionais do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com o reator UASB e o filtro anaeróbio de fluxo ascendente, em série, durante a partida e as fases 1, 2, 3 e 4.

		Partida	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
Duração (d)		100	124	111	150	141
TDH (h)	UASB	36	24	12	24	12
	Filtro anaeróbio	17,6	11,7	5,8	13,2	6,6
V (m h^{-1})	UASB	0,07	0,10	0,20	0,10	0,20
	Filtro anaeróbio	0,09	0,13	0,26	0,11	0,22

TDH- tempo de detenção hidráulico; v- velocidade superficial do fluxo.

Nos ensaios 1, 2, 3 e 4 o meio suporte utilizado no filtro biológico percolador foram anéis de bambu e nos ensaios 5, 6, 7 e 8, anéis de conduíte. As taxas de recirculação (TR) aplicadas no filtro biológico percolador (FBP) foram de 200% nos ensaios 2, 4 e 6. Nos ensaios 1, 3 e 5 não foi utilizado a recirculação do efluente (Tabela 4).

TABELA 4. Condições operacionais do sistema de pós-tratamento com o filtro biológico percolador (FBP) e o decantador, durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6	Ensaio 7	Ensaio 8
Duração (d)		74	50	55	56	74	76	60	81
TDH (h)	FBP	15,0	5,0	7,5	2,5	17,4	5,8	8,7	2,9
	Decantador	12,0	4,0	6,0	2,0	12,0	4,0	6,0	2,0
Taxa recirculação (%)		0	200	0	200	0	200	0	200
Qs ($\text{m}^3 (\text{m}^2 \text{d})^{-1}$)	FBP	3,5	10,6	7,0	21,1	3,0	9,1	6,0	18,0
	Decantador	2,6	7,9	5,2	15,6	2,6	7,9	5,2	15,6

FBP- filtro biológico percolador; c. v. – coeficiente de variação; TDH- tempo de detenção hidráulico; v- velocidade superficial do fluxo; Qs – taxa de aplicação hidráulica superficial (vazão/área de aplicação superficial); COV - carga orgânica volumétrica.

As áreas de aplicação superficial no filtro biológico percolador foram de 0,085 e de 0,099 m^2 para a utilização no FBP de anéis de bambu e anéis de conduíte,

respectivamente. A área de aplicação superficial foi calculada dividindo-se o volume útil (0,187 e de 0,217 m³, para o FBP com anéis de bambu e anéis de conduite, respectivamente) pela altura útil (2,20 m).

As cargas hidráulicas superficiais (Qs) aplicadas no filtro biológico percolador e no decantador variaram, respectivamente, de 3,5 a 21,1 m³ (m² d)⁻¹ e de 2,6 a 15,9 m³ (m² d)⁻¹, nos ensaios 1 a 8.

Os valores das Qs aplicado no FBP estiveram abaixo dos valores máximos de 20 m³ (m² d)⁻¹, exceto no ensaio 4. Segundo GONÇALVES et al. (2001), valores de 20 a 30 m³ (m² d)⁻¹ são os valores máximos capazes de produzir efluentes que atendam aos padrões de lançamento estabelecidos pelos órgãos ambientais, em termos de concentração de DBO e sólidos suspensos, para filtros biológicos percoladores de alta taxa utilizados para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, tratando esgoto doméstico.

Os valores de Qs aplicados no decantador foram inferiores a 24 m³ (m² d)⁻¹, valor máximo recomendado por SANTOS (2005). Para a obtenção de um efluente clarificado o valor limite preconizado na Norma Técnica NB-570/1990 – Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário (ABNT, 1990) é de 36 m³ (m² d)⁻¹.

4.5 Características do meio suporte

Na partida e fases 1 e 2 o meio suporte utilizado no filtro anaeróbico de fluxo ascendente e no filtro biológico percolador foram anéis de bambu com valores médios de 4,6; 2,5 e 0,25 cm de comprimento, diâmetro externo e espessura de parede, respectivamente (Tabela 5).

TABELA 5. Características do meio suporte (anéis de bambu e anéis de conduite).

	Anéis de bambu	Anéis de conduite
Comprimento médio (m)	0,046	0,043
Diâmetro externo médio (m)	0,025	0,020
Diâmetro interno médio (m)	0,020	0,019
Área superficial específica (m ² /m ³)	92,5	135
Índice de vazios (%)	75	87

Nas fases 3 e 4 o meio suporte utilizado no filtro anaeróbio de fluxo ascendente e no filtro biológico percolador foram anéis de eletroduto corrugado (conduite) com valores médios de 4,3 e 2,0 cm de comprimento, diâmetro externo, respectivamente.

As determinações das características do meio suporte foram realizadas com auxílio de paquímetro, a partir de 120 amostras aleatórias (Figuras 12 e 13). Portanto, a área superficial média de cada unidade de bambu foi de $0,0037 \text{ m}^2$ e a área superficial específica do bambu foi de $92,5 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Tabela 4).

A área superficial específica do eletroduto corrugado (conduite) foi de $135 \text{ m}^2/\text{m}^3$, conforme também foi estimado por VICTÓRIA (2006).



FIGURA 12. Fotos dos anéis de bambu utilizados como meio suporte no filtro anaeróbio de fluxo ascendente na partida e fases 1 e 2 e no filtro biológico percolador nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

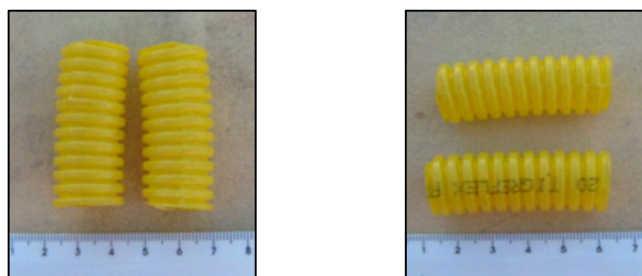


FIGURA 13. Fotos dos anéis de eletroduto corrugado (conduite) utilizados como meio suporte no filtro anaeróbio de fluxo ascendente nas fases 3 e 4 e no filtro biológico percolador nos ensaios 5, 6, 7 e 8.

Para a determinação do volume ocupado pelos anéis de bambu e dos anéis de conduite e a determinação do índice de vazios no filtro anaeróbio e no filtro biológico percolador, foi utilizado um béquer de 2000 mL graduado. O béquer foi preenchido com

o meio suporte de forma aleatória e não ordenada até a marca de 2000 mL, então determinou-se o volume de água necessário para o preenchimento dos vazios. O índice de vazios foi de 75% para os anéis de bambu e de 87% para os anéis de conduite. COUTO (1993) encontrou o índice de vazios de 78% e a área superficial específica de $85,5 \text{ m}^2/\text{m}^3$, para anéis de bambu utilizados como meio suporte em filtros anaeróbios, portanto similares às encontradas neste trabalho.

4.6 Partida

Para a partida do sistema de tratamento anaeróbio foi utilizado lodo com concentrações de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) de $11,9 \text{ g L}^{-1}$ e $9,2 \text{ g L}^{-1}$, respectivamente, proveniente de um reator UASB tratando águas residuárias de suinocultura. O volume de lodo colocado no reator UASB e no filtro anaeróbio foi suficiente para preencher em torno de 30% e de 10% do volume total, respectivamente. No início das fases 2, 3 e 4, foram descartados 70 e 90% do lodo do reator UASB e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente, respectivamente.

No filtro biológico percolador não foi utilizado inóculo para a partida.

4.7 Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás do reator UASB e filtro anaeróbio de fluxo ascendente, em série, seguidos do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador.

Os exames físicos e as determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos efetuados nas amostras coletadas, a frequência de realização e as fontes das metodologias utilizadas estão apresentados na Tabela 6.

As amostras compostas do afluente e efluentes do reator UASB e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente foram coletadas duas vezes a cada semana, no período das 8:00 às 14:00 h, com intervalo de meia hora para cada coleta de amostras simples.

As amostras de lodo foram coletadas semanalmente, para a determinação de ST e SV, as quais foram retiradas em cinco pontos de amostragem equidistantes ao longo da altura dos reatores.

TABELA 6. Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), em série, seguidos do filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D).

Exames e determinações	Freqüência	Referências
Afluente e efluentes (UASB, filtro anaeróbio, FBP e decantador)		
Temperatura	diária	APHA, AWWA, WPCF (1998)
pH	duas por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Alcalinidade total, parcial e intermediária.	duas por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998), JENKINS et al. (1983)
Ácidos voláteis totais	duas por semana	DILALLO & ALBERTSON (1961)
Demanda química de oxigênio	duas por semana	Conforme item 4.7.1
Sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV)	duas por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Proteínas, carboidratos e lipídios	duas por semana	BLUNDI & GADÊLHA (2001), conforme item 4.7.2
Nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, e nitrogênio orgânico.	duas por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)(método semi-micro Kjeldahl).
Potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês, sódio e zinco.	duas por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998) espectrofotômetro de absorção atômica.
Fósforo total e frações	duas por semana	Conforme item 4.7.3
Coliformes totais e termotolerantes	duas por ensaio	APHA, AWWA, WPCF (1998) (tubos múltiplos)
Afluente e efluente FBP e decantador.		
N-nitrato ⁽¹⁾ e N-nitrito ⁽²⁾	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998) (1) espectrofotômetro UV (220 nm); (2) espectrofotômetro (543 nm).
Oxigênio dissolvido	duas por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998) (sonda)
Biogás (UASB e filtro anaeróbio)		
Produção	diária	OLIVEIRA (1997) (gasômetros)
Composição	semanal	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Lodo		
Sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV)	semanal	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Microscopia eletrônica de varredura	Final das fases 1 a 4.	OLIVEIRA et al. (1995)
Atividade da microbiota do lodo	Inoculo e final das fase 1 a 4.	CHERNICHARO (1997) e OLIVEIRA (1997) modificado por SANTANA (2004). Item 4.7.4
Aplicação da técnica metagenômica (região conservada (DNAr 16S))	Final da fase 2	Conforme item 4.7.5
Biofilme do filtro biológico percolador		
Número mais provável (NMP) de bactérias: nitrificantes oxidadoras de amônia e oxidadoras de nitrito; heterotróficas e desnitrificantes	Final dos ensaios 1 a 8	ARAÚJO (2006); Conforme item 4.7.6
Microscopia eletrônica de varredura	Final dos ensaios 1 a 8	OLIVEIRA et al. (1995)
Precipitados no meio suporte		
Difração de Raio X, EDX em MEV.	Final do ensaio 8	OLIVEIRA (1997)
UASB e filtro anaeróbio		
Ensaio de hidrodinâmica	Final das fases 1 a 4.	Conforme item 4.7.7

A produção do biogás foi determinada pelo volume de biogás produzido diariamente no período diurno, medindo-se o deslocamento vertical dos gasômetros e multiplicando-se pela área da seção transversal interna dos gasômetros. Após cada leitura, os gasômetros foram zerados, descarregando-se todo o gás neles armazenados. Foram realizadas análises cromatográficas para a determinação dos teores de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) presente no biogás produzido pelos reatores anaeróbios e armazenados nos gasômetros.

Foram medidas diariamente as temperaturas do ar, nas imediações dos reatores, do afluente e dos efluentes (UASB, filtro anaeróbio, FBP e D) em dois horários (10 h e 15 h), com o objetivo de verificar a relação entre as mesmas. Essas medidas de temperatura foram realizadas utilizando-se o aparelho portátil digital, com sensor localizado na extremidade de uma haste metálica, a qual era introduzida nos pontos de amostragem. Com esse aparelho, mediu-se também 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.

Para o exame de microscopia eletrônica de varredura (MEV) as amostras de lodo foram fixadas em glutaraldeído, pós-fixadas com tetróxido de ósmio, desidratadas por série crescente de concentrações de etanol, secas no ponto crítico com CO_2 líquido, dispostas em suporte de alumínio, fixadas ao suporte com cola de prata e cobertas com camada de ouro, conforme metodologia descrita por OLIVEIRA et al. (1995).

A análise de Energia Dispersiva (EDX) foi realizada em um equipamento EDX LINK ANALYTICAL, (Isis System Series 200), com detetor de SiLi Pentafet, janela ultrafina ATW II (Atmosphere Thin Window), de resolução de 133eV à 5,9 keV, acoplado a um Microscópio Eletrônico LEO (modelo 440). Utilizou-se padrão de Co para calibração, feixe de elétrons de 20 kV, distância focal de 25 mm, *dead time* de 30%, corrente de 2,82A e I probe de 950pA, potencia do feixe de elétrons de 20kV. As amostras foram recobertas com Carbono em um metalizador Coating System BAL-TEC MED 020.

A análise de raios X foi realizada em um difratometro de raio X, marca Rigako Rotaflex, mod. RV-200B, Tubo de Cu, 1,54 Å.

Para a obtenção de extrato para a determinação de fósforo, nitrogênio total kjeldahl, Ca, Mg, Na, K, Cu, Zn, Fe e Mn foram utilizando a digestão com ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio no equipamento Digesdahl, conforme instruções do fabricante (Hach) na partida e nas fases 1 e 2 e digestão ácida (ácido nítrico e ácido perclórico) nas fases 3 e 4.

4.7.1 Demanda química de oxigênio

Para a determinação das diferentes frações de DQO, as amostras do afluente e efluentes do sistema de tratamento foram filtradas em membranas com tamanhos médios de poros de: 5,0 μm (de nitrato de celulose), 1,2 μm (de fibra de vidro) e 0,45 μm (de nitrato de celulose). A filtração das amostras em membranas com diferentes porosidades permitiu a determinação das frações filtrada, particulada, suspensa, dissolvida e coloidal da DQO (Tabela 7).

TABELA 7. Determinações, frequência e fontes das metodologias utilizadas para as frações da demanda química de oxigênio.

Determinação	Frequência	Referência Bibliográfica
Afluente e efluentes (UASB, filtro anaeróbio e filtro biológico percolador)		
Total (sem filtração)		
DQO total	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Filtrada (membranas com poros de 5,0 μm e 1,2 μm)		
DQO filtrada (DQO do filtrado de 5,0 μm – DQO do filtrado de 1,2 μm)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998); ELMITWALLI et al. (2000); CHERNICHARO (2007).
Particulada		
DQO total – DQO do filtrado de 5,0 μm		APHA, AWWA, WPCF (1998); ELMITWALLI et al. (2000); CHERNICHARO (2007).
Suspensa		
DQO particulada + DQO filtrada	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998); ELMITWALLI et al. (2000); CHERNICHARO (2007).
Dissolvida (membrana com poros de 0,45 μm)		
DQO dissolvida (filtrada de 0,45 μm)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998); ELMITWALLI et al. (2000); CHERNICHARO (2007).
Coloidal		
DQO do filtrado de 1,2 μm – DQO dissolvida	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998); ELMITWALLI et al. (2000); CHERNICHARO (2007).

Na metodologia descrita por ELMITWALLI et al. (2000) para a determinação da DQO filtrada e particulada, a membrana utilizada possuía a porosidade de 4,4 μm . Neste experimento, foi utilizada membrana de 5,0 μm , em virtude da impossibilidade de obtenção de membranas de 4,4 μm , após várias tentativas em fornecedores especializados.

4.7.2 Carboidratos, proteínas e lipídios.

Segundo BLUNDI & GADÊLHA (2001), as determinações de carboidratos, proteínas e lipídios por métodos colorimétricos têm o objetivo de trazer economia, rapidez e precisão aos ensaios, não constituindo metodologia substitutiva, mas sim alternativa complementar em relação as usuais indiretas (DQO e DBO).

O método utilizado para a determinação de carboidratos foi o do fenol e ácido sulfúrico, baseado na metodologia descrita por DUBOIS et al., (1956), que consiste na adição de fenol e ácido sulfúrico concentrado, os quais na presença de carboidratos, resultam em cor laranja quantificada em espectrofotômetro, utilizando o comprimento de onda de 488 nm .

Para a determinação da concentração das proteínas foi utilizado o método do micro-biureto modificado, baseado na metodologia descrita por STICKLAND (1951). O método do micro-biureto modificado consiste na adição de hidróxido de sódio e sulfato de cobre à solução que contém proteínas. O excesso de sulfato de cobre é removido por centrifugação e o sobrenadante submetido à leitura em espectrofotômetro, utilizando o comprimento de onda de 310 nm .

O método utilizado para a determinação de lipídios foi o da sulfofosfovanilina, descrito por POSTMAN & SHROES (1968), que consiste na adição de ácido sulfúrico concentrado, ácido fosfórico concentrado e solução de vanilina, os quais em presença de lipídio, resultam em cor rosa quantificada em espectrofotômetro, utilizando o comprimento de onda de 537 nm . As concentrações de proteínas, carboidratos e lipídios foram determinados por meio de uma curva padrão previamente construída, para a caseína, lactose e óleo de soja, respectivamente. As metodologias para

quantificação dos parâmetros de matéria orgânica específica: proteínas, carboidratos e lipídios, estão descritos em BLUNDI & GADELHA (2001).

4.7.3 Fósforo

Foram avaliadas as concentrações de fósforo total (sem filtração) e dissolvido (filtração em membrana com tamanho médio de poros de 0,45 μm) no afluente e efluentes dos reatores anaeróbios e do pós-tratamento, divididos analiticamente dentro de três espécies químicas: ortofosfato (“fósforo reativo”), fósforo hidrolizável (em solução ácida, que é a soma do ortofosfato mais os fosfatos condensados particulados) e fósforo orgânico (ou fósforo ligado a matéria orgânica). Essas três formas de fósforo podem ocorrer na fração suspensa e na dissolvida, conforme descrito por APWA, AWWA, WPCF (1998). Também foram avaliadas as concentrações de cobre e zinco total, de cobre e zinco dissolvidos e a condutividade elétrica (Tabela 8).

TABELA 8. Determinações, frequência e fontes das metodologias utilizadas para as frações de fósforo.

Exames e determinações	Frequência	Referências
Afluente e efluentes (UASB, filtro anaeróbio e filtro biológico percolador)		
Total (sem filtração)		
Ortofosfato total (OFT)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Fósforo hidrolizável total (FHT)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Fósforo orgânico total (FOT)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Fósforo total (FT)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Dissolvido (filtrado de membranas com poros de 0,45 μm)		
Ortofosfato dissolvido (OFD)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Fósforo hidrolizável dissolvido (FHD)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Fósforo total dissolvido (FTD)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Suspenso (total menos o dissolvido)		
Ortofosfato suspenso (OFS)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Fósforo hidrolizável suspenso (FHS)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)
Fósforo total suspenso (FTS)	duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (1998)

Para a determinação do fósforo total (FT) e fósforo total dissolvido (FTD), foi obtido o extrato das amostras brutas e filtradas (membrana com poros de 0,45 μm)

utilizando-se a digestão com ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio no equipamento Digesdahl Hach, conforme instruções do fabricante, nas fases 1 e 2 e digestão nítrico – perclórico nas fases 3 e 4, e posterior utilização do método colorimétrico empregando metavanadato e molibdato de amônio, conforme descrito por APHA, AWWA, WPCF (1998).

Para a determinação da soma dos ortofosfatos total, dissolvido e suspenso (OFT, OFD e OFS) inicialmente presente nas amostras e dos fósforos hidrolisáveis total, dissolvido e suspenso (FHT, FHD e FHS) foi adicionada às amostras bruta e filtrada uma solução ácida ($H_2SO_4 + HNO_3$ diluídos) e, em seguida, utilizou-se a digestão em autoclave durante 30 minutos com pressão de 98 a 137 kPa e temperatura de 121 a 127 °C, conforme descrito por APHA, AWWA, WPCF (1998). Posteriormente, as amostras foram diluídas e os ortofosfatos (OFT, OFD e OFS) inicialmente presente nas amostras e os fósforos hidrolisáveis (FHT, FHD e FHS) foram determinados utilizando-se o método colorimétrico, empregando metavanadato e molibdato de amônio, conforme descrito por APHA, AWWA, WPCF (1998).

A soma dos ortofosfatos (OFT, OFD e OFS) e dos respectivos fósforos hidrolisáveis (FHT, FHD e FHS) podem corresponder, aproximadamente, aos fósforos inorgânicos total, dissolvido e suspenso (FIT, FID e FIS), os quais também serão apresentados no item Resultados e Discussão. De acordo com APHA, AWWA, WPCF (1998), a hidrólise ácida e a autoclavagem, inevitavelmente, liberam o fósforo de alguns compostos orgânicos, mas isto pode ser reduzido para o mínimo com a seleção criteriosa da intensidade da digestão ácida e do tempo e temperatura de hidrólise na autoclavagem, o que foi buscado neste trabalho.

Os resultados da análise colorimétrica direta das amostras brutas e filtradas (através da membrana de 0,45 μm), corresponderam ao ortofosfato total (OFT) e ao ortofosfato dissolvido (OFD), respectivamente, e o ortofosfato da fração suspensa (OFS) foi obtida pela diferença. Com a análise colorimétrica aplicada às amostras previamente submetidas ao tratamento de hidrólise (digestão com solução ácida e autoclavagem), determinaram-se, aproximadamente, as concentrações de fósforo inorgânico (FIT, FID e FIS). As diferenças entre as medidas dos fósforos de amostras

submetidas ao tratamento de hidrólise e os resultados da análise colorimétrica direta das amostras, permitiu calcular o fósforo hidrolizável total (FHT) para as amostras brutas e o fósforo hidrolizável dissolvido (FHD) para as amostras filtradas. Com a diferença entre FHT e FHD obteve-se o fósforo hidrolizável suspenso (FHS), conforme descrito por APHA, AWWA, WPCF (1998).

O fósforo orgânico total (FOT) foi obtido pela equação: $FOT=FT-FHT-OFT$; o fósforo orgânico dissolvido foi obtido pela equação: $FOD=FTD-FHD-OFD$ e o fósforo orgânico suspenso pela equação: $FOS=FOT - FOD$.

Dessa forma resultaram quinze formas para expressar o fósforo presente nas águas residuárias de suinocultura:

- Ortofosfato: dissolvido (OFD) suspenso (OFS) e total (OFT);
- Fósforo hidrolizável: dissolvido (FHD) suspenso (FHS) e total (FHT);
- Fósforo orgânico: dissolvido (FOD), suspenso (FOS) e total (FOT);
- Fósforo inorgânico: dissolvido (FID), suspenso (FIS) e total (FIT);
- Fósforo total: dissolvido (FTD) suspenso (FTS) e total (FT).

4.7.4 Atividade hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica do lodo.

O ensaio da atividade hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica do lodo baseou-se nas metodologias descritas por CHERNICHARO (1997) e OLIVEIRA (1997), modificadas por SANTANA (2004). Os sólidos voláteis do lodo (SV) foram determinados segundo APHA, AWWA, WPCF (1998).

O ensaio consistiu na determinação, por cromatografia de fase gasosa, das concentrações do metano presentes no biogás produzido e acumulado no volume livre (*headspace*), dos frascos-reatores de 500mL.

Adicionaram-se nos frascos reatores substratos orgânicos específicos: amido, glicose, mistura de propionato e butirato de sódio, acetato de sódio e formiato de sódio, os quais permitiram a determinação da atividade hidrolítica, acidogênica, acetogênica,

metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica, respectivamente, do lodo estudado.

Nos frascos reatores foram adicionados 300 mL do lodo anaeróbio com sólidos voláteis (SV) em torno de 5 g L^{-1} . O lodo foi adaptado às condições de temperatura do ensaio (30°C) por 24 horas. Após, fluxionou-se gás nitrogênio como padrão interno gasoso a fim de minimizar possíveis erros decorrentes da retirada de gás nas amostragens e para a purga do oxigênio contida nos frascos reatores.

Foram adicionados individualmente como fontes de substrato o amido, glicose, propionato + butirato de sódio, acetato de sódio e formiato de sódio na concentração de $2,5 \text{ g DQO L}^{-1}$ em cada frasco reator. As cargas orgânicas testadas no lodo dos frascos-reatores foram de $0,5 \text{ g DQO (g SV)}^{-1}$ para cada amostra de lodo e cada substrato orgânico utilizado, conforme recomendado por CHO et al (2005).

A atividade basal do lodo foi medida em frascos controle (sem adição de qualquer fonte de substrato).

Os frascos reatores foram incubados a 30°C . O ensaio foi realizado em duplicata.

O monitoramento da concentração de metano foi realizado utilizando cromatógrafo de fase gasosa (Finigan GC-2001) usando coluna Q Porapak, H_2 como gás de arraste e detector de condutividade térmica.

Uma reta padrão (Figura 14) para o metano foi estabelecida a fim de que as áreas de metano obtidas nos cromatogramas fossem convertidas para concentração de metano (mmol CH_4). Para tanto, foram injetados diferentes volumes de metano 100% puro. Considerando-se que 1 mol de CH_4 corresponde a 22,4 L de metano nas CNTP, e que os volumes injetados foram conhecidos, pôde-se estabelecer uma relação entre a área cromatográfica e a concentração de metano. A partir desses dados, traçou-se um gráfico de áreas de metano em função da concentração de metano em mmoles. Ajustando-se esses pontos pelo método da regressão linear, obteve-se uma equação de reta, que foi utilizada para a conversão dos dados.

A equação da reta obtida foi: $Y = 3000000 * X - 10269$, onde $X = \text{mmol de CH}_4$ e $Y = \text{área cromatográfica}$.

A atividade aparente foi obtida por meio de uma curva com os valores de produção de metano acumulados em função do tempo do ensaio. Os dados experimentais foram ajustados à sigmóide de Boltzmann por meio do *software micronal* Origen 6.0[®]. A partir desta curva determinaram-se os pontos que correspondiam à fase de maior produção de metano (reta com maior inclinação). Estes dados foram então ajustados por meio do método de regressão linear. O coeficiente angular da reta representou a atividade do lodo. Dividindo-se este valor pela concentração de biomassa de cada frasco-reator (g SV), obteve-se a atividade aparente.

A atividade específica foi calculada subtraindo-se da atividade aparente dos frascos reatores que receberam as fontes de substratos a atividade aparente do frasco reator controle. Como os ensaios foram realizados em duplicata, para a obtenção da atividade específica, utilizou-se a média a partir das atividades de cada frasco reator.

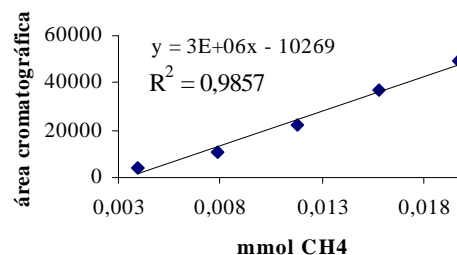


FIGURA 14. Reta “padrão” para o metano (mmol CH₄ versus área cromatográfica).

Foram determinados os SV de cada frasco reator logo após o término dos ensaios. Para o cálculo da atividade aparente e a determinação das cargas orgânicas aplicadas no lodo (S₀/X₀), utilizou-se o valor médio das concentrações inicial e final dos SV presentes nos frascos reatores.

4.7.5 Aplicação da técnica metagenômica

a. Extração do DNA metagenômico

A extração do DNA genômico do lodo da região intermediária do reator UASB (R1) e do lodo da região intermediária do filtro anaeróbio (R2) foi realizada no final da fase 2, conforme metodologia descrita por HENSIEK et al. (1992), com algumas modificações. Um volume de 2 mL de lodo do R1 e do R2 foram colocados em tubos eppendorf (2 mL), separadamente, e centrifugados a 600 x g, por 10 min a 4°C. A seguir foram retiradas 0,13 g do material sólido-aderido nos tubos Eppendorf do lodo do R1 e do R2. O material sólido aderido do lodo do R1 e do R2 foi colocado em novos Eppendorf (2 mL). Em seguida, foi adicionado igual volume de solução tamponada contendo fenol e Tris-HCl (10 mM) com pH 8,0. Adicionou-se também 0,5 g de pérolas de vidro (“glass beads”) e 20 µL de proteinase K e mais 20 µL de SDS (20%). Os tubos foram agitados três vezes por 2 min e colocados no gelo por 2 min entre cada agitação. A seguir a solução foi centrifugada por 10621 x g durante 10 min a 4°C. A fase aquosa foi transferida para um tubo novo e precipitada com etanol. As amostras foram tratadas com RNase e novamente extraídas com fenol tamponado e precipitadas em etanol. O pelete final foi ressuscitado em 100 µL de H₂O estéril.

A quantificação de DNA das amostras foi estimada em gel de agarose 0,8%, em tampão TBE1X (Tris 89 mM, ácido bórico 89 mM, EDTA 2,5 mM, pH 8,3). A corrida eletroforética foi realizada em uma cuba horizontal modelo HORIZON 11-14, em tampão TBE 1 x adicionado de brometo de etídio (0,5 µL/mL), durante 1 h à voltagem constante de 75 V. Uma alíquota de 4 µL de DNA adicionada a 3 µL de tampão de carregamento (0,025% de azul de bromofenol e 50 % de glicerol) foi aplicada no gel, assim como uma amostra contendo fragmentos de tamanho conhecido, múltiplos de 1 kb DNA “Ladder” (GIBCO). Os géis foram visualizados e documentados por meio de um sistema de documentação de géis (GEL DOC BIO-RAD). A concentração de DNA foi estimada em espectrofotômetro Beckmann DU 640, sendo a leitura realizada nos comprimentos de onda de 260 nm e 280 nm e a relação 260/280 foi calculada para caracterizar a pureza do DNA.

b. Reações em cadeia da polimerase

Após as etapas de otimização das reações de PCR com as seqüências

estudadas, foi determinada por NEVES (2008), que a reação de PCR para a região RNAr16 S apropriada seria: 200 ng de DNA amplificados em uma reação contendo tampão *Taq* DNA polimerase 1X (10mM Tris-HCl, 1,5 mM KCl, 50 mM KCl), cloreto de magnésio 6,0 mM, 0,1 mM de dNTP, 50 pmol de cada primer e 1 U de *Taq* DNA polimerase e água MILLI-Q autoclavada para completar um volume final de 100 µl da reação (WHITFORD et al., 1998). Uma alíquota desta reação contendo apenas água foi usada como controle negativo.

As seqüências de oligonucleotídios iniciadores utilizadas para a amplificação do gene da subunidade ribossomal DNAr16S foram preparadas de acordo com EMBLEY (1992) e estão descritas na Tabela 9.

Tabela 9. Seqüências nucleotídicas dos iniciadores específicos utilizados para a amplificação de genes correspondentes às arqueias metanogênicas.

Genes	Tamanho aproximado de pares de base (pb)	Seqüências de bases (EMBLEY,1992)
subunidade DNAr 16S	1100	5'-CYGKTTGATCCYGSCRGAG -3' 5'- TGGGTCTCGCTCGTTG -3'

Para amplificação da região dos primers, o DNA foi submetido à seguinte seqüência de termo ciclos: Passo 1: 94°C por 6 min; passo 2: 94°C por 1 min; passo 3: 53°C por 2 min; passo 4: 72°C por 3 min; passo 5: 35 vezes o passo 2; passo 6: 72°C por 10 min e passo 7: 4°C para temperatura de refrigeração das amostras (HALES et al, 1996). A visualização dos fragmentos amplificados pela PCR foi realizada por eletroforese, em géis de agarose na concentração de 1,5 % em cuba horizontal modelo HORIZON 11-14, usando tampão TBE 1X e como padrão de tamanho molecular foi usado 1 kb DNA "Ladder" (GIBCO). As eletroforeses foram conduzidas à voltagem constante de 75 V, durante aproximadamente 1 h. Os géis foram visualizados e registrados por meio de um sistema de documentação de géis (GEL DOC BIO-RAD).

c. Clonagem em pGEM-T

c.1. Purificação e Quantificação do DNA amplificado

Após a reação de PCR, os produtos de amplificação da região DNAr 16S foram

purificados por eletroforese preparativa e eluição em gel de agarose. A eluição do fragmento correspondente foi realizada a partir de 10 reações de PCR com volume final de 20 μL cada, totalizando um volume de 200 μL de reação. Em seguida, foram adicionados 20 μl de tampão de carregamento (azul de bromofenol) às amostras, separadas por gel de agarose de baixo ponto de fusão, sem brometo de etídio no gel e no tampão, durante 1,5 h a 100 V constantes.

Após a eletroforese, as canaletas correspondentes ao padrão molecular e às alíquotas das respectivas amostras foram separadas do gel e coradas com brometo de etídio (0,5 $\mu\text{g/ml}$), durante 10 min. As bandas contendo os fragmentos foram visualizadas em luz UV e a região foi marcada. A região correspondente ao fragmento de PCR foi cortada colocada em microtubos tipo Eppendorf para purificação. A purificação foi realizada com o Kit Pure LinkTM Quick gel Extractions, conforme instruções do fabricante. Uma alíquota de 2 μL do fragmento eluído e purificado foi submetido à eletroforese como descrito anteriormente para quantificação do material

c.2 Reação de ligação

Os fragmentos da PCR purificados foram então clonados no sistema I de vetor pGEM-T (Promega) seguindo as instruções do fabricante. As reações de ligação foram realizadas da seguinte maneira: 1 μL de tampão de ligação rápida T4 DNA ligase 1X (30 mM Tris-HCl, pH 7,8); 10 mM MgCl_2 ; 10 mM DTT; 1 mM ATP; 5% de polietilenoglicol (PM 8000, grau ACS); pGEMR-T (50 ng); T4 DNA ligase (3 U); produto da PCR (150 ng); Água milli-Q esterilizada por filtração para completar o volume final para 10 μL .

Como controle positivo foi usado um DNA contendo o inserto (fornecido pelo fabricante) e um controle negativo sem a presença de inserto de DNA, para determinar a eficiência da ligação. As reações foram homogeneizadas e incubadas durante a noite num termociclador à temperatura constante de 4°C, para obtenção de uma maior eficiência de ligação.

d. Transformação das células competentes

As células competentes de *Escherichia coli* DH5 α foram previamente removidas do freezer -80°C e descongeladas em banho de gelo por aproximadamente 5 min antes de serem utilizadas. As células (50 μ L) foram depositadas cuidadosamente em um tubo de 1,5 mL junto com 2 μ L do vetor obtido pela ligação e o mesmo foi feito com o material de controle positivo e negativo. Todos os tubos foram mantidos em gelo por 20 min e em seguida colocados em banho-maria a 42°C por 50 s e imediatamente recolocados no banho de gelo por 2 min.

Aos tubos foi adicionado 1ml de meio SOC e estes foram incubados durante 2,5 h, a 37°C, com agitação de 180 rpm. O meio SOC foi preparado do seguinte modo: 20 g de triptona; 5 g de extrato de levedura; 0,5 g de NaCl e 0,19 g de KCl foram adicionados a volume total de água de 1000 mL, pH 7. O meio foi autoclavado a 120°C, por 20 min. Foram adicionadas ao meio uma solução de 2% de glicose 1 M e 1 % de MgCl₂ 1 M, esterilizadas por filtração.

Aos clones transformados e crescidos em meio LB (10 g/L de triptona, 5 g/L de extrato de levedura; 10 g/L de NaCl; 10 g/L de agar, pH 7) foi adicionada ampicilina, esterilizada por filtração, com concentração final de 50 μ g/ml. Após a solidificação do meio, 100 μ L de IPTG (4,8 % em água) esterilizado por filtração e 100 μ L de X-GAL (5% em N,N-dimetil formamida) foram espalhados sobre a superfície com o auxílio de uma alça de Drigalski esterilizada. As placas foram mantidas a 37°C até o momento do uso.

Após incubação das células transformadas em meio SOC, 100 μ l de cada cultura foram espalhados nas placas de Petri com o meio LB. As placas foram incubadas a 37°C por 16 h e, após este período, foi realizada a seleção das colônias brancas (células transformadas).

e. Seleção e estoque dos clones

Os clones foram coletados com palitos esterilizados e cultivados em 150 μ l de meio CG (CircleGrow, B10101) contendo ampicilina (50 mg/mL) durante 22 h, a 37°C.

Após esse período foram adicionados a cada clone cultivado 150 μ L de glicerol 40% para estoque a -80°C .

f. Seqüenciamento

f.1. Extração do DNA plasmidial

Os clones estocados foram cultivados em multiplacas "Mega Titer" contendo 1 ml de meio CG adicionado de ampicilina (50 $\mu\text{g}/\text{mL}$) durante 22 horas, a 37°C , com agitação de 200 rpm.

As placas com os clones cultivados foram centrifugadas por 8 min a 4°C , com velocidade de 3220 x g. Os sobrenadantes foram descartados e as placas invertidas e secas em papel absorvente durante 10 min. Os sedimentos bacterianos obtidos foram lavados com 240 μL de tampão GTE (glicose 50mM; Tris 25mM, pH 8,0; EDTA 10mM, pH 8,0) e em seguida, estes foram centrifugados por 6 min, a 4°C , a 3220 x g. Os sobrenadantes foram descartados e as placas novamente secas por inversão em papel absorvente, durante 10 min. As células foram ressuspensas por "vortex" em 85 μL de uma solução GTE/RNase (80 μL de solução GTE acrescida de 5 μL de solução de RNase).

Uma solução de RNase (10 mg/mL) foi preparada contendo 40 mg de RNase dissolvidos em 4 mL de Tris-HCl 10 mM, pH 8 com 15 mM de NaCl. Essa solução foi mantida em banho-maria fervente durante 10 min para inativar a DNase, e em seguida, estocada em alíquotas a -20°C .

Foram transferidos 60 μL das suspensões bacterianas para uma microplaca de 250 μl e a elas adicionados 60 μL de solução de lise (NaOH 0,2N; SDS 1%). As placas foram seladas, as soluções misturadas por inversão 10 vezes e incubadas por 10 min, à temperatura ambiente. Após a lise, 60 μL de uma solução de acetato de potássio 3 M, pH 4,8 gelado foi adicionada às suspensões. As placas foram seladas, as soluções misturadas por inversão por 10 vezes e novamente, as placas foram incubadas por 10 min, a temperatura ambiente. Os seladores foram removidos, as placas incubadas por 30 min em estufa a 90°C , resfriadas em gelo por 10 min, seladas e centrifugadas

durante 8 min, a 20°C a 3220 x g.

Aproximadamente, 170 µL da solução do lisado foi filtrada em placas “multi screen filter” (Millipore) e acopladas as microplacas de 250 µL, e centrifugadas por 6 min, a 20°C, a 3220 x g. O filtro foi removido e 110 µL de isopropanol absoluto foi adicionado ao filtrado. As placas foram seladas, as soluções misturadas por inversão e em seguida, centrifugadas a 20°C por 45 minutos com rotação de 3220 x g. O sobrenadante descartado e as placas invertidas em papel absorvente para secar. Os sedimentos obtidos foram lavados com 200 µl de etanol 70% e as placas centrifugadas por 5 min, a 20°C e 3220 x g, o sobrenadante foi descartado e as placas secas à temperatura ambiente, por aproximadamente 1 h em fluxo laminar. O DNA plasmidial assim obtido foi ressuscitado em 50 µL de água milli-Q e quantificado por eletroforese.

f.2. Reação de seqüenciamento

As reações de PCR foram realizadas em microplacas nas seguintes condições: 1 µL de BigDye Terminator (Perkin Elmer); 3,2 pmoles do oligonucleotídeo; tampão 5X (400 mM Tris-HCl pH 9; 10 mM MgCl₂) e para completar um volume de 10 µL; 100 a 150 ng de DNA.

Para a PCR de seqüenciamento foi utilizado o oligonucleotídeo universal M13/pUC 1211 "forward", cuja seqüência foi a seguinte: M13/pUC 1211: 5' - GTA AAA CGA CGG CCA GT -3'.

As placas foram seladas com um adaptador de silicone e levadas ao termociclador (MJ Research, Inv. modelo PTC-100) seguindo o programa: 1 ciclo a 96°C por 2 min e 40 ciclos de 96°C por 10 s, 52°C por 20 s e 60°C por 4 min.

f.3 Precipitação e lavagem das reações de seqüenciamento

Após a reação de seqüenciamento, os fragmentos de DNA amplificados foram precipitados e os dNTP's marcados por fluorescência não incorporados foram retirados por sucessivas lavagens.

Para a precipitação do DNA amplificado e marcado pela PCR de seqüenciamento, foram adicionados 80 µL de isopropanol 75 % às amostras. As placas foram agitadas cuidadosamente em vortex por alguns segundos, incubadas à temperatura ambiente por 15 min e centrifugadas a 20°C por 30 min, a 3220 x g. Os sobrenadantes foram descartados e 200 µL de etanol 70 % foram adicionados às amostras. As placas foram centrifugadas por 10 min na mesma temperatura e força centrífuga descrita anteriormente, e os sobrenadantes descartados. Após a repetição deste procedimento, as placas foram secas durante 60 min em fluxo laminar sem a presença de luz. Posteriormente as placas foram embrulhadas em filme plástico e acondicionadas a -20°C até o momento de serem aplicadas no seqüenciador.

f.4 Preparo da amostra e seqüenciamento do fragmento

Para a aplicação no seqüenciador, as amostras foram ressuspendidas em 9 µL formamida deionizada e agitadas em “vortex”, submetidas à desnaturação por 5 min, a 96°C e, em seguida, colocadas em gelo. Os fragmentos foram seqüenciados em um aparelho de capilar ABI 3700 (Perkin-Elmer).

g. Análise das sequências

Após o seqüenciamento das amostras, os dados obtidos foram analisados pelos programas “Sequencing Analysis 3.4” e “DNA Star” e a qualidade dos eletroferogramas das seqüências analisada pelo programa “Phred/Phrap/Consed” (GORDON et al., 1998). Os dados obtidos foram também analisados pelo programa Contgen.pl para que seqüências menores que 100 nucleotídeos, com qualidade inferior a 20, pudessem ser descartadas. Posteriormente, as seqüências selecionadas foram submetidas ao programa BLAST - “Basic Local Alignment Search Tool” (ALTSCHUL et al., 1997), que comparou as seqüências obtidas com as existentes no banco de dados GenBank, via “internet”, do National Center for Biotechnology Information (NCBI), que possui dados de todos organismos seqüenciados mundialmente. A partir daí verificou-se a identidade do material seqüenciado por meio do grau de homologia com as seqüências do GenBank.

As seqüências foram comparadas também no Ribossomal database

(<http://rdp.cme.msu/index.jsp>) conferindo similaridade com o banco RNrA 16s. Uma árvore filogenética foi construída para averiguar o grau filogenético entre os microrganismos metanogênicos. Como ferramenta para as análises estatísticas foi utilizado o softwares MEGA (TAMURA et al., 2007). Foram calculadas distâncias entre as seqüências conhecidas das desconhecidas para fazer comparação das seqüências RNAr 16 S.

As linhagens de arqueias padrões e seus respectivos acessos aos principais bancos de dados são a Uncultured Methanosarcina (GU475181.1); Uncultured Methanolinea (AB479395.1); Uncultured archaeon (GQ458204.1); Uncultured Methanosaeta sp (AY899844.1); Uncultured Methanosarcinaceae archaeon (AY133967.1); Uncultured Methanobacterium sp. (EU888015.1); Methanobrevibacter acididurans (NR_028779.1) e Uncultured Methanomicrobiaceae (GU257316.1); Uncultured Methanomicrobiaceae (GU257168.1).

4.7.6 Número mais provável (NMP) de bactérias nitrificantes oxidadoras de amônia e de nitrito e NMP de bactérias heterotróficas e desnitrificantes.

Para a obtenção da amostra de biofilme aderida ao suportes do FBP foi utilizado o seguinte procedimento analítico:

- 1) Coletou-se uma porção de suporte (aproximadamente 90 pedaços aleatórios) no ponto de coleta intermediário do filtro biológico percolador, e transferiu-se para um frasco de 5000 mL. Nos ensaios 1 a 4 o meio suporte era composto por anéis de bambu e nos ensaios 5 a 8, por anéis de eletroduto corrugado.
- 2) Adicionou-se 50 mL de água Milli-Q;
- 3) Tampou-se o frasco e agitou-se intensamente durante 10 minutos, para desprender a biomassa do suporte;
- 4) Após a agitação, o líquido foi separado do suporte. Utilizaram-se aproximadamente 50 mL de água Milli-Q para a lavagem do frasco de 5000 mL. Foram determinados os ST e SV do líquido.

a) Número mais provável (NMP) de bactérias nitrificantes oxidadoras de amônia e oxidadoras de nitrito.

As estimativas do número mais provável (NMP) de bactérias nitrificantes foi realizada segundo metodologia descrita por SCHMIDT & BELSER (1984), adaptado para amostras de águas residuárias, a partir do método desenvolvido originalmente para amostras de solo (MENDONÇA, 2002), no final dos ensaios 1 a 8.

1) Preparo da água de diluição

- Em um béquer de 500 mL, adicionaram-se 2 mL de solução de K_2HPO_4 (3,48 g / 100 mL); 0,5 mL de solução de KH_2PO_4 (2,72 g / 100 mL) e completou-se o volume para 500 mL com água Milli-Q;
- Adicionaram-se 18 mL de água de diluição em cada tubo de ensaio. Posteriormente, os tubos de ensaio foram tampados com rolhas de algodão envoltos em gaze e esterilizados em autoclave por 20 minutos, sob pressão de 1 atm e temperatura de 120 °C;
- Sob ambiente de assepsia (próximo ao bico de Bunsen) foram realizadas as diluições necessárias, seguindo o seguinte procedimento:
 - Adicionaram-se 2 mL de amostra de biofilme (previamente preparado em tubo de ensaio contendo água de diluição (18 mL), obtendo-se a diluição 10^{-1} ;
 - Após a homogeneização, retirou-se 2 mL do tubo com diluição 10^{-1} e adicionou-se a outro tubo contendo água de diluição, obtendo-se assim a diluição de 10^{-2} ;
 - Esse procedimento foi realizado até a obtenção da diluição 10^{-12} nos oito ensaios;

A determinação do NMP de bactérias nitrificantes foi realizada separadamente para bactérias oxidadoras de amônia e para bactérias oxidadoras de nitrito.

2) Preparo dos meios de cultura:

Os meios de cultura para as bactérias oxidadoras de amônia e nitrito foram preparados em recipientes separados, com as soluções listadas na Tabela 10,

completando-se o volume para 250 mL com água Milli-Q. Após o preparo, o pH das soluções foi corrigido para 7,5, com a adição de gotas de solução de Na_2CO_3 .

Tabela 10. Composição química dos meios de cultura para as bactérias oxidadoras de amônia e oxidadoras de nitrito.

Constituintes químicos presentes no meio de cultura	Concentração da solução estoque (g / 100 mL)	Volume da solução estoque para 250 mL de meio (mL)	
		Oxidadoras de amônia	Oxidadoras de nitrito
NaNO_2	0,680	-	0,25
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	10,000	1,00	-
$\text{CaCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$	1,340	0,25	0,25
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	4,000	0,25	1,25
Azul de bromotimol	0,040	0,70	-
KH_2PO_4	2,720	1,88	0,25
K_2HPO_4	3,480	-	1,0
Ferro quelante		0,25	0,25
$\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$	0,246		
EDTA dissódico	0,331		
Elementos traço		0,25	0,25
$\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0,010		
MnCl_2	0,020		
$\text{CoCl}_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	0,0002		
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$	0,010		
$\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$	0,002		

Fonte: MENDONÇA (2002)

3) Procedimento analítico:

- Adicionaram-se 9 mL do meio de cultura em cada tubo de ensaio, e foram utilizados 5 tubos para cada diluição. Para as oxidadoras de amônia adicionaram-se 1 g de CaCO_3 em cada tubo de ensaio, para o tamponamento da solução. Posteriormente, os tubos foram tampados com chumaços de algodão envoltos em gaze e levados para esterilização em autoclave, por 20 minutos, a temperatura de 120°C e pressão de 1 atm;

- Após a esterilização adicionou-se 1 mL da amostra de biofilme previamente diluída, sob condição de assepsia, em cada tubo de ensaio contendo o meio de cultura. Esse procedimento foi realizado até a obtenção da diluição 10^{-12} .

- Os tubos de ensaio foram incubados durante 30 dias à temperatura de 30°C;

4) Resultado

Finalizado o período de incubação, realizou-se a verificação da presença de nitrito em cada tubo de ensaio por meio da adição de 3 gotas de solução de sulfanilamida (0,5 g dissolvida em 100 mL de ácido clorídrico 2,4 N) e, em seguida, de 3 gotas da solução de naftil-etilenodiamina hidrocloreto (0,3 g dissolvido em 100 mL de ácido clorídrico 0,12 N). A presença de nitrito foi confirmada pela coloração rosa avermelhada. Para os tubos de ensaio com meio de cultura específico para as bactérias oxidadoras de amônia, a presença de nitrito representa resultado positivo, ou seja, houve a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito. No caso dos tubos de ensaio com meio de cultura específico para bactérias oxidadoras de nitrito, a presença de nitrito indica resultado negativo, ou seja, ausência de oxidação do nitrito. A contagem de NMP de bactérias nitrificantes oxidadoras de amônia e oxidadoras de nitrito foi feita com a combinação das diluições e das respectivas respostas positivas, utilizando a tabela padrão de probabilidade descrita por ALEXANDER (1984) (ANEXO 1).

b) Número mais provável (NMP) de bactérias heterotróficas e desnitrificantes

A estimativa do NMP de bactérias desnitrificantes e heterótrofas foi realizada segundo o método descrito por TIEDJE (1984), adaptado por MENDONÇA (2002) para amostras de águas residuárias, pois o método originalmente foi desenvolvido para amostras de solo.

Para o exame das bactérias heterotróficas e desnitrificantes foram utilizados os mesmos procedimentos de preparo de amostras de biofilme e água de diluição utilizada para o exame das bactérias nitrificantes, descrito anteriormente.

1) Preparo dos meios de cultura

Os meios de cultura para as bactérias heterótroficas e desnitrificantes foram preparados com 5 g de peptona e 3 g de extrato de carne (meio nutriente genérico) dissolvido em 500 mL de água Milli-Q. Após a dissolução, separaram-se 250 mL da solução para ser utilizada exclusivamente para a incubação das bactérias desnitrificantes e adicionaram-se 0,107 g de NaNO_3 . O restante foi utilizado para a incubação das bactérias heterótroficas.

2) Procedimento analítico

- Adicionaram-se 4,5 mL do meio de cultura em cada tubo de ensaio e foram sendo utilizados 5 tubos para cada diluição. Os tubos contendo meio de cultura para as bactérias heterótroficas e desnitrificantes foram tampados com chumaços de algodão envoltos em gaze. Todos os tubos foram esterilizados em autoclave a temperatura de 120°C e pressão de 1 atm.

- Após a esterilização, adicionou-se 0,5 mL de amostra de biofilme previamente diluída, sob condição de assepsia em cada tubo de ensaio contendo o meio de cultura. Esse procedimento foi realizado até a obtenção da diluição 10^{-10} e 10^{-15} para as bactérias desnitrificantes e heterótroficas, respectivamente. Os tubos contendo meio de cultura para as bactérias desnitrificantes foram fechados com tampas roscáveis, para impedir a entrada de oxigênio.

- Os tubos de ensaio foram incubados durante 30 dias à temperatura de 30°C .

3) Resultado

Finalizado o período de incubação, foi realizada a medição de nitrato nos tubos com meio de cultura específico para as bactérias desnitrificantes por meio da adição de 3 gotas de solução de difenilamina (0,2 g dissolvido em 100 mL de ácido sulfúrico concentrado). A ausência de coloração indicou o consumo do nitrato e a presença de bactérias desnitrificantes, resultado positivo e a coloração azul significaram que há nitrato remanescente, portanto, ausência de desnitrificação, resultado negativo.

Para as bactérias heterótroficas, os tubos que apresentaram turvação do meio de cultura, indicaram a atividade heterótrofica, e foram considerados positivos. Os tubos

que mantiverem a coloração inicial do meio de cultura (translúcido) foram considerados negativos.

A contagem de NMP de bactérias desnitrificantes e heterótroficas foi feita com a combinação das diluições das respectivas respostas positivas, utilizando a tabela padrão de probabilidade descrita por ALEXANDER (1984), (ANEXO 1).

4.7.7 Ensaio de hidrodinâmica

Para a avaliação dos mecanismos hidrodinâmicos dos reatores (UASB e filtro anaeróbio) foram efetuados ensaios utilizando a metodologia da traçagem por meio do método estímulo-resposta, com entrada em pulso de uma solução de cloreto de sódio, com acompanhamento da condutividade elétrica do efluente, conforme descrito por DANTAS et al. (1999).

O traçador utilizado no reator UASB e no filtro anaeróbio foi uma solução de NaCl comercial com concentração de 320 g L^{-1} , recomendada por DANTAS et al. (1999). O volume de traçador adicionado foi definido em função do volume do reator UASB e do filtro anaeróbio. Desta forma:

Reator UASB (300 L)

$$C_1 \cdot V_1 = C_2 \cdot V_2$$

$$320 \text{ g L}^{-1} \cdot V_1 = 1 \text{ g L}^{-1} \cdot 300 \text{ L} \quad \mathbf{V_1 = 0,94 \text{ L}}$$

$$320 \text{ g L}^{-1} = \text{massa de NaCl} / 0,94 \text{ L} \quad \text{massa de NaCl} = 300 \text{ g}$$

Filtro anaeróbio (190 L)

$$C_1 \cdot V_1 = C_2 \cdot V_2$$

$$320 \text{ g L}^{-1} \cdot V_1 = 1 \text{ g L}^{-1} \cdot 190 \text{ L} \quad \mathbf{V_1 = 0,59 \text{ L}}$$

$$320 \text{ g L}^{-1} = \text{massa de NaCl} / 0,59 \text{ L} \quad \text{massa de NaCl} = 190 \text{ g}$$

Portanto, para o preparo da solução de NaCl comercial com concentração de 320 g L^{-1} (concentração de entrada do traçador), dissolveram-se as 300 g e 190 g de NaCl comercial em água destilada até o volume de 0,94 e 0,59 L, respectivamente, para utilização no reator UASB e no filtro anaeróbio. Pelo cálculo das diluições, esperou-se uma solução de concentração média de traçador de 1 g L^{-1} nos efluentes do reator

UASB e do filtro anaeróbio.

Os ensaios de hidrodinâmica foram realizados separadamente para o reator UASB e para o filtro anaeróbio, ao final das fases 1 a 4.

Duas horas antes do início de cada ensaio foram realizadas as medidas de condutividade elétrica do efluente do reator UASB e do filtro anaeróbio, com coleta de amostras a cada 15 minutos.

A solução do traçador (NaCl) foi injetada instantaneamente na tubulação de entrada do reator UASB e do filtro anaeróbio. Logo após a injeção do traçador iniciaram-se as coletas de efluente e a determinação da condutividade elétrica. A finalização dos ensaios ocorreu quando a condutividade elétrica do efluente se igualou-se às condições iniciais do ensaio.

a) Ajuste de modelos matemáticos uniparamétricos para escoamento não ideal aos dados experimentais.

A análise de dados foi realizada a partir de metodologia proposta por LEVENSPIEL (1974) e SWAINE & DAUGULIS (1998), utilizando-se a descrição e planilha elaborada por DE NARDI (1997), conforme foi aplicada por OLIVEIRA (1997).

As curvas de resposta experimentais de concentração do traçador (c) por meio de ensaio (t) foram normalizadas (área sob a curva igual a 1), obtendo-se as curvas de distribuição de idade de saída adimensional (E_{θ}) em função do tempo adimensional (Θ). A partir das curvas normalizadas foram obtidas as variâncias adimensionais ($\sigma^2 \Theta$) utilizadas no ajuste de modelos matemáticos aos dados.

A seqüência de cálculos para a obtenção das curvas normalizadas está apresentada a seguir, por meio das seguintes fórmulas:

$$E_i = c_i \cdot S^{-1}; \quad (1)$$

$$S = \sum c_i \cdot \Delta t_i; \quad (2)$$

$$t = \sum t_i \cdot t^{-1}; \quad (3)$$

$$E_{\theta} = t \cdot E_i; \quad (4)$$

$$\sigma^2 = (\sum t_i \cdot t_i^2 \cdot E_i \cdot \Delta t_i) - t^2; \quad (5)$$

$$\sigma_{\theta}^2 = \sigma^2 \cdot t^{-2}; \quad (6)$$

sendo:

E_i – distribuição de idade de saída;

c_i – concentração do traçador no tempo i ;

S – área sob a curva de concentração em função do tempo;

t_i – tempo de ensaio no instante de leitura da concentração do traçador no efluente;

Δt_i – intervalo de tempo entre leituras da concentração do traçador no efluente;

t – tempo de detenção hidráulico médio, obtido a partir das curvas experimentais;

Θ - tempo de detenção hidráulico médio adimensional;

E_{θ} - distribuição de idade de saída adimensional;

σ^2 – variância dos dados experimentais e

σ_{θ}^2 - variância adimensional;

Para o modelo de tanques em série calculou-se o número de tanques em série (N) por meio da seguinte equação:

$$N = 1 + \left(\sigma_{\theta}^2 \right)^{-1} \quad (7)$$

E substitui-se na equação:

$$E_{\theta} = \frac{N \cdot (N \cdot \theta)^{N-1}}{(N-1)!} \exp(-N \cdot \theta) \quad (8)$$

Foram calculados os coeficientes de correlação (r) com a finalidade de avaliar-se o ajuste dos modelos matemáticos aos dados experimentais. O coeficiente de

correlação compara a variância dos dados experimentais em relação à dos valores obtidos pelo modelo matemático de ajuste proposto, com a variância da própria população de dados experimentais:

$$r = \frac{\sum (y_i - y) \cdot (f_i - f)}{\sqrt{\sum (y_i - y)^2} \cdot \sqrt{\sum (f_i - f)^2}} \quad (9)$$

Nessa expressão, y_i é o valor do dado experimental, y é a média dos valores experimentais, f_i é o valor obtido pela função ajustada e f é a média dos valores obtidos pela função ajustada.

4.8 Análise estatística

Foram realizadas análises estatísticas dos valores médios obtidos por meio do teste F e a Tukey 5%, considerando-se o delineamento inteiramente casualizado, com cinco tratamentos para o sistema de tratamento anaeróbio (partida, fases 1, 2, 3 e 4) e 28 repetições para cada atributo avaliado. Para o sistema de pós-tratamento foram utilizados 8 tratamentos (ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8), com 14 repetições para cada atributo avaliado.

Nos gráficos estão apresentados todos os valores obtidos durante os períodos de operação dos sistemas de tratamento anaeróbio e de pós-tratamento.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Temperatura

Nas Tabelas 11 e 12 e na Figura 15 estão apresentados os valores das temperaturas do ar máximas, médias e mínimas, observadas na Estação Agroclimatológica da UNESP, Câmpus de Jaboticabal, durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4, e no pós-tratamento nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Os valores médios das temperaturas do ar máxima, média e mínima observadas na partida e fases 1 a 4, diferiram significativamente ($p < 0,01$). Os menores valores de temperatura média ($p < 0,05$) do ar, de 19,3 e 20,1°C foram observadas na partida e fase 4, realizadas nos meses de maio a julho a 2007, e de abril a agosto de 2009, respectivamente. Os maiores valores de temperatura média do ar, de 24,7 e 24,5°C foram observadas nas fases 1 e 3 (Tabela 11), realizadas nos meses de setembro a dezembro de 2007 e de outubro de 2008 a março de 2009, respectivamente. Na fase 2, realizada de janeiro a maio de 2008, a temperatura média do ar foi de 22,5°C.

TABELA 11. Valores médios das temperaturas do ar máximas, médias e mínimas observadas na Estação Agroclimatológica do Câmpus de Jaboticabal, durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4.

Temperatura do ar (°C)	Período	Máxima	Média	Mínima
Partida	05 a 08/2007	27,1 c	19,3 c	13,5 c
Fase 1	09 a 12/2007	32,1 a	24,7 a	19,0 ab
Fase 2	01 a 05/2008	28,2 b	22,5 b	18,2 b
Fase 3	10/2008 a 03/2009	31,3 a	24,5 a	19,7 a
Fase 4	04 a 08/2009	27,8 bc	20,1 c	14,6 c
CV (%)	-	10,0	10,2	12,8
Teste F	-	54,5**	129,7**	154,4**

c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma coluna, diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$); p-probabilidade.

Com a subdivisão das fases em ensaios, observou-se que os maiores e os menores valores médios de temperaturas médias do ar foram observados nos ensaios 1 e 8, de 25,8°C e de 19,5 °C ($p < 0,05$), respectivamente.

As temperaturas médias na maior parte do tempo de operação dos reatores anaeróbios e pós-tratamento foram iguais ou superiores a 20°C (Figuras 16, 17a e 17b), indicando que os reatores UASB, foram operados, predominantemente próximos ao limite mínimo da faixa mesofílica, de 20°C, segundo CHERNICHARO (2007). Durante a partida e fase 4, houve períodos em que os reatores foram operados na faixa psicrófila (abaixo de 15° C).

TABELA 12. Valores médios das temperaturas do ar máximas, médias e mínimas observadas na Estação Agroclimatológica do Câmpus de Jaboticabal, durante a operação do sistema de pós-tratamento nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Temperatura do ar (°C)	Período	Máxima	Média	Mínima
Ensaio 1	09 a 10/2007	33,4 a	25,8 a	19,0 b
Ensaio 2	11 a 12/2007	30,4 bc	23,8 b	19,0 b
Ensaio 3	01 a 03/2008	29,2 c	23,5 b	19,4 ab
Ensaio 4	04 a 05/2008	27,9 de	21,6 c	17,1 c
Ensaio 5	10 a 12/2008	32,0 ab	24,3 b	18,9 b
Ensaio 6	01 a 03/2009	31,1 b	24,7 ab	20,5 a
Ensaio 7	04 a 05/2009	28,5 d	21,2 c	15,7 d
Ensaio 8	06 a 08/2009	27,3 e	19,5 d	13,9 e
CV (%)	-	9,6	9,0	11,9
F	-	31,1**	66,8**	72,0**

c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma coluna, diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$); p-probabilidade.

Foram medidas diariamente as temperaturas do afluente, efluentes (R1, R2, filtro biológico percolador e decantador) e do ar adjacente aos reatores (ambiente) às 10 h e 15 h, com o objetivo de obter uma relação entre as mesmas. As médias das temperaturas realizadas às 10 h e 15 h estão apresentadas nas Tabelas 13 e 14 e os valores médios nas Figuras 16 e 17a e 17b.

Observa-se que a temperatura do ar adjacente aos reatores (ambiente) foi

próxima as observadas no afluente e efluente dos reatores anaeróbios e pós-tratamento e possuíram a mesma tendência das temperaturas médias do ar, observadas na Estação Agroclimatológica.

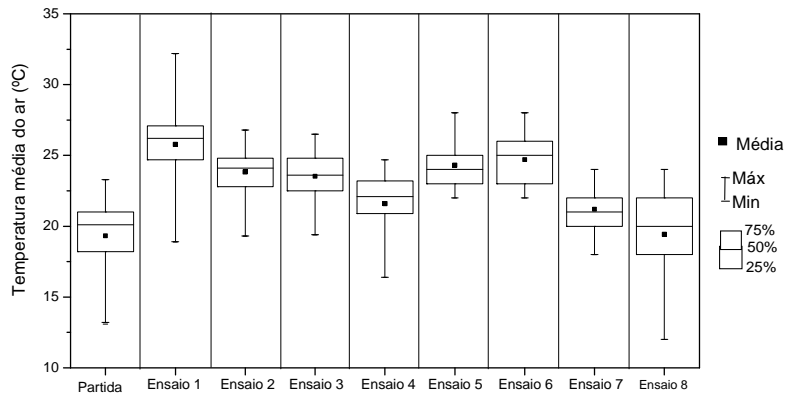


FIGURA 15. Temperaturas média do ar observadas na Estação Agroclimatológica durante a partida e os ensaios 1 a 8.

As temperaturas dos efluentes aproximaram-se da temperatura do ar adjacente (ambiente), em virtude da pequena espessura (10 mm) dos tubos de PVC, com o qual foram construídos os sistemas de tratamento anaeróbio e o pós-tratamento.

TABELA 13. Valores médios das temperaturas do afluente e efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2) e da temperatura do ar próximas aos reatores (Ambiente) durante as fases 1, 2, 3 e 4.

Temperatura (°C)	Afluente R1	Efluente R1	Efluente R2	Ambiente
Partida	24,2 d	23,2 c	23,0 c	23,9 c
Fase 1	29,7 a	28,7 ab	29,0 a	29,1 a
Fase 2	28,0 b	27,5 b	27,2 b	26,9 b
Fase 3	30,1 a	29,1 a	29,2 a	28,1 ab
Fase 4	25,8 c	24,7 c	24,2 c	24,7 c
CV (%)	8,2	10,0	10,5	11,0
Teste F	65,9**	48,7**	56,1**	30,1**

c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma coluna, diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$); p-probabilidade. R1- reator 1; R2 – reator 2.

TABELA 14. Valores médios das temperaturas do afluente, efluentes (R2, FBP e decantador) e da temperatura do ar próximas aos reatores (ambiente) durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Temperatura (°C)	Efluente R2	Efluente FBP	Efluente decantador	Ambiente
Ensaio 1	29,7 a	27,2 ab	28,2 a	29,8 a
Ensaio 2	28,2 ab	27,1 abc	26,4 ab	26,9 bc
Ensaio 3	27,9 ab	28,0 ab	27,8 ab	27,6 bc
Ensaio 4	26,5 b	26,3 bc	26,2 b	26,3 bc
Ensaio 5	29,3 a	28,3 a	28,0 a	28,0 ab
Ensaio 6	29,2 a	28,4 a	28,2 a	28,2 b
Ensaio 7	26,2 b	25,3 c	25,9 b	25,9 c
Ensaio 8	23,1 c	22,3 d	23,9 c	23,9 d
CV (%)	9,9	9,6	9,6	10
F	30,4**	29,8**	30,4**	18,0**

c. v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma coluna, diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$); p-probabilidade.
R2 – reator 2; FBP- filtro biológico percolador.

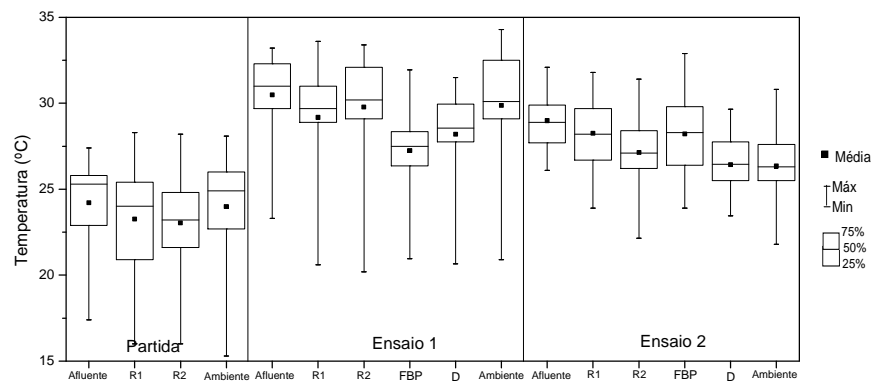


FIGURA 16. Temperatura do afluente e efluentes do R1, R2, FBP e decantador na partida e ensaios 1 e 2.

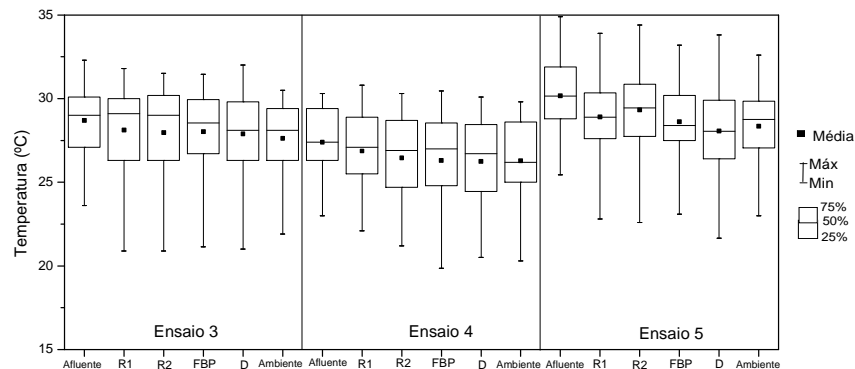


FIGURA 17a. Temperatura do afluente e efluentes do R1, R2, FBP e decantador nos ensaios 3, 4 e 5.

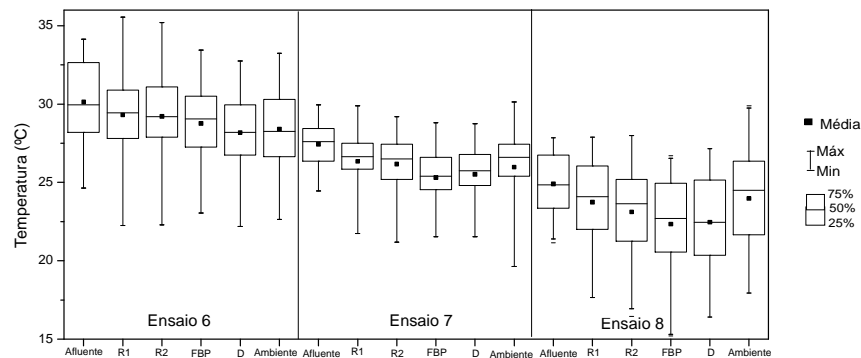


FIGURA 17b. Temperatura do afluente e efluentes do R1, R2, FBP e decantador nos ensaios 6, 7 e 8.

5.2 Demanda química de oxigênio (DQO)

Na Tabela 15 estão apresentados os valores médios e as eficiências de remoção da DQOtotal, DQOdiss (1,2 μm), DQOsuspensa, DQOfiltrada, DQOparticulada, DQOdissolvida (0,45 μm) e DQOcoloidal do afluente e efluentes, do sistema de tratamento anaeróbio composto pelo reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), nas fases 1, 2, 3 e 4. Na partida foram avaliadas somente a DQOtotal, DQOdiss (1,2 μm), DQOsuspensa.

As cargas orgânicas volumétricas (COV) médias aplicadas no reator UASB (R1) foram de 9,2; 12,9; 25,2; 26,0 e 26,7 g DQOtotal (L d)⁻¹ ($p < 0,01$) na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 14). CHERNICHARO (2007), as COV típicas aplicadas em reatores UASB tratando esgoto doméstico são inferiores a 15 g DQOtotal (L d)⁻¹, embora COV de até 45 g DQOtotal (L d)⁻¹ tenham sido aplicadas com sucesso. KARAKASHEV et al. (2008) citaram que não existem estudos com reatores UASB tratando águas residuárias de suinocultura com COV superiores a 20 g DQOtotal (L d)⁻¹. No entanto, além das COV acima de 20 g DQOtotal (L d)⁻¹ utilizadas neste trabalho, em outros estudos recentes realizados no Brasil com reatores UASB, em escala piloto, tratando águas residuárias de suinocultura foram aplicadas COV de 34,4 g DQOtotal (L d)⁻¹ (RAMIRES, 2005); COV de 21 e 40 g DQOtotal (L d)⁻¹ (URBINATI & OLIVEIRA,

2008) e COV de 26 g DQO_{total} (L d)⁻¹ (SANTANA, 2008) e observadas eficiências de remoção de DQO_{total} de 73, 88 e 84%, e de 86%, respectivamente, indicando que os reatores UASB podem ser uma alternativa para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com elevadas cargas orgânicas, dispensando o tratamento primário.

As cargas orgânicas volumétricas aplicadas no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) foram de 2,6; 4,8; 4,4; 2,1 e 4,4 g DQO_{total} (L d)⁻¹ (p<0,01) na partida e fases 1, 2, 3 e 4 (Tabela 15). As maiores COV aplicadas no R2 foram observadas nas fases 1, 2 e 4 (p<0,05) e situaram-se na faixa de 1 a 10 g DQO (L d)⁻¹ as quais segundo COUTO (1993) são os valores de COV normalmente encontrados para filtros anaeróbios, embora possam ultrapassar 20 g DQO (L d)⁻¹, por exemplo, no caso de efluentes de indústrias de alimentos.

Os valores médios de DQO_{total} e DQO_{suspensa} observados no afluente foram de 13830; 12993; 12622; 26030 e 13888 mg L⁻¹ (p<0,01); de 12017; 11649; 11213; 24256 e 11740 mg L⁻¹ (p<0,01), na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 1). Na fase 3 foram observados os maiores valores (p<0,05) de DQO_{total}, DQO_{suspensa}, DQO_{particulada} e DQO_{diss} (0,45 µm) no afluente. As alterações na composição do afluente ocorreram em virtude de variações na idade e manejo dos animais nas instalações de confinamento de suínos na fase de terminação.

Durante as fases 1, 2, 3 e 4, a matéria orgânica no afluente, expressa como DQO, esteve presente em maiores quantidades, com tamanho de partícula acima de 5,0 µm (DQO_{particulada}), seguida das partículas entre 1,2 e 5,0 µm (DQO_{filtrada}), seguida de partículas entre 0,45 e 1,2 µm (coloidal) e com menores quantidades de partículas inferiores a 0,45 µm (dissolvida). Ou seja, os valores de DQO no afluente tiveram a seguinte ordem: DQO_{particulada}> DQO_{filtrada}> DQO_{coloidal}> DQO_{dissolvida}.

Os valores médios da DQO_{suspensa} do afluente corresponderam a 89; 88; 93 e 84 % da DQO_{total}, e os da DQO_{particulada} a 89; 89; 88 e 78% da DQO_{suspensa}, nas fases 1, 2, 3 e 4 respectivamente, indicando a predominância de sólidos suspensos orgânicos e entre eles a dos particulados orgânicos, nas águas residuárias de suinocultura.

TABELA 15. Valores médios e coeficiente de variação da carga orgânica volumétrica (COV) e de DQOtotal, DQOfiltrada, DQOparticulada, DQOsuspensa, DQOdiss (1,2 µm), DQOdiss (0,45 µm) e DQOcoloidal no afluente e nos efluentes e suas respectivas eficiências de remoção (E) no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) nas fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Fases				CV (%)	Teste F							
		Partida	1	2	3			4						
COV (g DQOtotal (L d) ⁻¹)	R1	9,2	b	12,9	b	25,2	a	26,0	a	26,7	a	60	10,5**	
	R2	2,6	ab	4,8	a	4,4	a	2,1	b	4,4	a	81	4,2**	
DQOtotal mg L ⁻¹	Afluente	13830	b	12993	b	12622	b	26030	a	13888	b	63	8,9**	
	R1	2055	ab	2337	a	1055	b	1140	b	1222	b	89	4,9**	
	R2	873	ab	1399	a	945	ab	563	b	1182	a	77	5,8**	
	E (%)	R1	82	b	82	b	90	ab	94	a	89	ab	10	7,6**
		R2	53	a	43	a	11	b	51	a	-	-	134	14,4**
		R1+R2	92	ab	87	b	90	b	97	a	89	b	9	7,3**
DQOdiss (1,2 µm) mg L ⁻¹	Afluente	1812	a	1344	a	1409	a	1774	a	1648	a	58	1,3ns	
	R1	514	a	307	a	239	a	297	a	336	a	54	1,8ns	
	R2	435	a	323	ab	207	b	263	b	257	b	54	6,6**	
	E (%)	R1	69	b	74	ab	82	a	81	a	73	ab	17	4,1**
		R2	17	a	-	-	13	a	10	a	23	a	151	0,5ns
		R1+R2	77	a	70	b	84	a	83	a	77	ab	20	3,5**
DQO suspensa mg L ⁻¹	Afluente	12017	b	11649	b	11213	b	24256	a	11740	b	68	9,1**	
	R1	1423	ab	2029	a	816	b	843	b	886	b	110	4,5**	
	R2	464	bc	1076	a	738	abc	299	c	926	ab	102	5,1**	
	E (%)	R1	85	b	83	b	89	ab	95	a	90	ab	12	4,9**
		R2	70	a	46	ab	9	b	64	a	-	-	227	9,7**
		R1+R2	94	a	89	b	90	b	88	b	90	b	10	4,7**
DQO particulada mg L ⁻¹	Afluente	-	-	10412	b	9972	b	21272	a	9168	b	78	9,4**	
	R1	-	-	1974	a	767	b	646	b	745	b	136	5,3**	
	R2	-	-	1100	a	624	ab	225	b	799	ab	111	5,1**	
	E (%)	R1	-	-	82	b	90	ab	95	a	87	ab	16	3,9**
		R2	-	-	43	ab	18	b	66	a	-	-	125	6,0**
		R1+R2	-	-	86	b	91	ab	99	a	86	b	14	5,4**
DQO filtrada mg L ⁻¹	Afluente	-	-	1237	b	1288	b	2984	a	2572	a	59	15,1**	
	R1	-	-	243	a	218	ab	205	ab	140	b	63	3,2*	
	R2	-	-	127	a	152	a	129	a	127	a	70	0,4ns	
	E (%)	R1	-	-	79	b	82	ab	91	a	89	ab	18	3,5*
		R2	-	-	43	a	32	a	31	a	12	b	129	12,2**
		R1+R2	-	-	89	ab	87	b	95	a	92	ab	9	4,3**
DQO coloidal mg L ⁻¹	Afluente	-	-	919	a	833	a	1024	a	1318	a	73	2,2ns	
	R1	-	-	167	a	123	a	168	a	202	a	89	1,2ns	
	R2	-	-	188	a	123	a	141	a	136	a	82	1,4ns	
	E (%)	R1	-	-	80	a	85	a	81	a	77	a	24	0,7ns
		R2	-	-	-	-	-	-	16	a	31	a	167	2,4ns
		R1+R2	-	-	78	a	85	a	82	a	87	a	17	1,9ns
DQOdiss (0,45 µm) mg L ⁻¹	Afluente	-	-	425	b	576	ab	750	a	329	b	87	4,5**	
	R1	-	-	164	a	133	a	128	a	134	a	48	1,9ns	
	R2	-	-	142	a	107	b	123	ab	120	ab	40	2,4ns	
	E (%)	R1	-	-	55	b	72	a	75	a	58	ab	32	4,7**
		R2	-	-	12	a	18	a	3	b	9	a	244	4,1**
		R1+R2	-	-	62	ab	77	a	78	a	55	b	31	4,8**

c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade;

Dessa forma, as frações de DQOcoloidal mais a DQOdissovida corresponderam a 10, 11, 7 e 11% da DQOtotal, com predominância de DQOcoloidal com 7, 6, 4 e 9% da DQOtotal, respectivamente, nas fases 1, 2, 3 e 4.

A predominância de sólidos suspensos orgânicos e entre eles a dos particulados orgânicos, nas águas residuárias de suinocultura, confirma a necessidade do tratamento anaeróbio em dois estágios, com o primeiro reator operado com menores velocidades ascensionais, para facilitar a retenção da DQOparticulada e da DQOfiltrada, ou seja, de DQOsuspensa, na manta de lodo, visando a hidrólise ou a estabilização.

As eficiências de remoção de DQOtotal no R1 foram de 82; 82; 90; 94 e 89% na partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$) (Tabela 15). As maiores eficiências de remoção ($p < 0,05$) de DQOtotal, DQOsuspensa e DQOfiltrada no R1, de 94, 95 e 91%, respectivamente, ocorreram na fase 3, com o TDH de 24 h, COV de $26,0 \text{ g DQOtotal (L d)}^{-1}$ e temperatura média do ar de $24,5 \text{ }^\circ\text{C}$. Os maiores valores de DQOparticulada do afluente na fase 3, provocaram aumento de remoção de DQOtotal e SST em virtude da retenção física dos sólidos suspensos particulados ($> 5 \mu\text{m}$), os quais foram estabilizados e parte podem ter sido convertidos as metano. Os valores médios de eficiência de remoção de DQOtotal, DQOsuspensa e DQOfiltrada, no ensaio 2 e 4, mesmo com TDH de 12 h, não diferiram significativamente dos valores médios obtidos no ensaio 3, indicando que o principal parâmetro relacionado a essas remoções de DQO no reator UASB (R1) foi a COV, cujos valores forma similares nos três ensaios, de $25,2$ a $26,7 \text{ g DQOtotal (L d)}^{-1}$.

As eficiências médias de remoção de DQOtotal no R2 foram de 53, 43, 11 e 51% na partida e fases 1, 2 e 3, respectivamente. Na fase 4 não foi observado eficiência de remoção de DQOtotal, DQOsuspensa e DQOparticulada no R2. O decréscimo nas eficiências de remoção DQOtotal, DQOsuspensa e DQOparticulada da partida para a fase 2 e da fase 3 para a fase 4 do R2 ocorreram em virtude do aumento da velocidade ascensional de $0,13$ para $0,26 \text{ m h}^{-1}$ e de $0,11$ para $0,22 \text{ m h}^{-1}$, respectivamente, o que ocasionou o arraste de sólidos da manta de lodo. O decréscimo de eficiência de

remoção de matéria orgânica em filtros anaeróbios utilizando gomos de bambu como meio suporte, com o aumento da velocidade ascensional do líquido, também foi observado por COUTO (1993). As eficiências de remoção de DQOcoloidal no R2 ocorreram somente nas fases 3 e 4, quando se utilizou os anéis de conduite como meio suporte.

As eficiências médias de remoção DQOtotal e DQOparticulada no sistema de tratamento anaeróbio (R1 + R2) variaram de 87 a 97% e de 86 a 99%, respectivamente, para as COV aplicadas, nas fases 1, 2, 3 e 4 (Tabela 15). Para a DQOtotal, as maiores eficiências ($p < 0,05$) ocorreram na fase 3 e na partida, com valores de 97 e 92%, respectivamente. Na fase 3, como consequência ocorreu o menor ($p < 0,05$) valor médio de DQOtotal no efluente, apesar da maior ($p < 0,05$) DQOtotal do afluente. Portanto, o maior TDH para R1+R2 na partida e na fase 3 propiciou melhores resultados, em virtude de maiores remoções no R2, com menores velocidades ascensionais.

Para a DQOsuspensa, a maior ($p < 0,05$) eficiência média de remoção, de 94%, ocorreu na partida. Segundo CHERNICHARO (2007), a DQOparticulada pode ser removida por meio de mecanismos não biológicos, como a retenção no lodo, em virtude do material particulado apresentar boas propriedades de sedimentação. O acúmulo de DQOparticulada no lodo anaeróbio, pode levar a formação de lodo não bacteriano e diminuir o espaço para a população metanogênica.

Segundo ELMITWALLI et al. (2000), com a utilização de reatores anaeróbios em dois estágios, para o tratamento de águas residuárias com altas concentrações de material particulado, pode-se obter elevadas eficiências de remoção de DQOparticulada, em virtude do primeiro estágio funcionar como um sedimentador primário melhorado. No primeiro reator ocorrerá a estabilização desses sólidos particulados orgânicos, o que poderá facilitar a sua disposição com o lodo excedente. Além disso, parte dele será hidrolisado e convertido a metano no primeiro ou segundo reator do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, conforme foi observado por SANTANA (2004 e 2008), FERNANDES (2004), RAMIRES (2005), e ABREU NETO (2007), por meio de balanço de massa dos resultados de DQO do afluente e efluente,

metano no biogás e sólidos voláteis no lodo.

As eficiências de remoção da DQOfiltrada, DQOdiss (0,45 μm) e DQOcoloidal no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) foram de 89; 87; 95 e 92%; de 62; 77; 78 e 55%; e de 78; 85; 82 e 87% nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Na fase 4, a remoção de DQOdiss (0,45 μm) diminuiu significativamente em relação a fase 2, com a aplicação de TDH e COV similares, em virtude da ocorrência de menores temperaturas. A remoção de matéria orgânica dissolvida pode aumentar a atividade metanogênica específica do lodo. Segundo ELMITWALLI et al. (2000), a remoção de material coloidal em reatores anaeróbios não é satisfatória. Wang (1994) citado por ELMITWALLI et al. (2000), observou remoções de DQOcoloidal de 40 e 49%, num reator UASB seguido reator anaeróbio de leito fluidizado tratando esgoto doméstico, com temperaturas de 17 e 12°C, respectivamente. No sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) foi possível obter eficiências de remoção de DQOcoloidal maiores, de 78 a 87%, possivelmente, influenciadas pelas temperaturas médias mais altas, de 20,1 a 24,7 °C.

As cargas orgânicas volumétricas aplicadas no filtro biológico percolador e no decantador variaram de 1,0 a 7,9 g DQOtotal (L d)⁻¹ e de 0,9 a 5,4 g DQOtotal (L d)⁻¹, nos ensaios 1 a 8 (Tabela 16).

No efluente do decantador foram verificadas concentrações de DQOtotal, DQOdiss (1,2 μm) , DQOsuspensa, DQOparticulada, DQOfiltrada, DQOdiss (0,45 μm) e DQOcoloidal variando de 315 a 630 mg L⁻¹; de 170 a 349 mg L⁻¹; de 74 a 232 mg L⁻¹; de 75 a 319 mg L⁻¹; de 21 a 146 mg L⁻¹; de 92 a 179 mg L⁻¹ e de 69 a 187 mg L⁻¹, respectivamente (Tabelas 16 e 17).

No filtro biológico percolador, ocorreram diferenças significativas (p<0,05) nas eficiências de DQOtotal e DQOsuspensa, de 56 e 9% e de 73 e 27%, nos ensaios 2 e 6, e 2 e 5, respectivamente. No ensaio 2 foi aplicada COV de 6,6 g DQOtotal (L d)⁻¹ e taxa de superficial de 10,6 m² (m³ d)⁻¹ no FBP, e nos ensaios 5 e 6 as COV aplicadas foram de 1,0 a 1,5 g DQOtotal (L d)⁻¹ e as taxas superficiais de 3,0 a 9,1 m³ (m² d)⁻¹, indicando que as menores (p<0,05) DQO do afluente do FBP (efluente do R2) e COV podem ter prejudicado a remoção de DQOtotal e DQOsuspensa no FBP.

As eficiências médias de remoção de DQOdiss (1,2 μm) no filtro biológico percolador foram de 5; 4 e 5% nos ensaios 1, 3 e 5, respectivamente. Nos ensaios 2, 4, 6, 7 e 8 não foram observadas eficiências de remoção de DQOdiss (1,2 μm) no FBP.

Para o sistema de pós-tratamento composto pelo FBP e o decantador as eficiências de remoção de DQOtotal aumentaram e tiveram comportamento entre os ensaios similares ao verificado no FBP.

As eficiências médias de remoção de DQOsuspensa e particulada variaram de 56 a 80% e de 40 a 78% nos ensaios 1 a 8 e não diferiram estatisticamente, com a aplicação de taxas superficiais e COV variando de 3,1 a 21,1 $\text{m}^2 (\text{m}^3 \text{d})^{-1}$ e 1,2 a 7,9 $\text{g DQOtotal} (\text{L d})^{-1}$, utilizando anéis de bambu ou eletroduto corrugado como suportes.

Para o sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento, as eficiências de remoção de DQOtotal, DQOdiss (1,2 μm), DQOsuspensa; DQOfiltrada, DQOparticulada, DQOdiss (0,45 μm) e DQOcoloidal variaram de 94,3 a 98,6%; de 67,1 a 85,0%, de 99,4 a 99,6%; de 77,9 a 98,8%; de 83,8 a 98,8%; de 47,0 a 83,0% e de 67,3 a 92,5%, respectivamente, com a aplicação de TDH de 22,3 a 66,6 horas, nos ensaios 1 a 8 (Tabela 18). A eficiência de remoção de DQOtotal no sistema de tratameto anaeróbio e de pós-tratamento, de 98,6%, observada no ensaio 5, quando foi aplicado o maior TDH, de 66,6 h, diferiu ($p < 0,05$) somente do valor de 94,3%, obtido no ensaio 3, com TDH de 31,3 h. Portanto, para os TDH de 22,3 a 66,6 h, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, no sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento, não foram observadas diferenças para a remoção de DQOtotal. Para a DQOdiss (1,2 μm) e DQOdiss (0,45 μm), as eficiências de remoção foram menores ($p < 0,05$) nos ensaios 2, 7 e 8, quando as temperaturas foram baixas.

TABELA 16. Valores médios e coeficientes de variação (cv) da carga orgânica volumétrica (COV) e DQOtotal, DQOodiss (1,2 µm) e DQOsuspensa no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no filtro biológico percolador (FBP) e no decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaio								CV (%)	Teste F	
	1	2	3	4	5	6	7	8			
COV (g DQOtotal (L d) ⁻¹)	FBP	1,2 c	6,6 ab	5,7 ab	6,8 a	1,0 c	1,5 c	3,9 bc	7,9 a	57	18,0**
	D	0,9 c	3,8 b	1,9 c	3,8 b	0,8 c	1,5 c	2,1 c	5,4 a	46	26,8**
mg L ⁻¹	R2	734 bc	2062 a	1182 bc	708 bc	753 bc	373 c	1403 ab	962 bc	68	7,8**
	FBP	456 bc	788 ab	843 ab	405 bc	643 bc	335 c	1016 a	794 ab	62	4,7**
DQOtotal	D	410 ab	630 a	501 ab	315 b	425 ab	244 b	584 a	486 ab	51	4,4**
	FBP	31 ab	56 a	30 ab	42 ab	15 ab	9 b	28 ab	17 ab	125	2,5*
E (%)	D	12 a	20 a	39 a	22 a	34 a	28 a	40 a	35 a	119	1,2ns
	FBP+D	44 ab	64 a	58 ab	50 ab	41 ab	36 b	58 ab	50 ab	41	2,8**
mg L ⁻¹	R2	290 ab	355 a	261 abc	153 c	363 a	165 bc	245 ab	269 ab	44	6,3**
	FBP	276 abc	370 a	251 abc	182 c	344 a	201 bc	331 ab	294 ab	41	4,7**
DQOodiss (1,2 µm)	D	223 bc	349 a	256 abc	185 bc	304 ab	170 c	262 ab	281 ab	42	4,6**
	FBP	5 a	-	4 a	-	5 a	-	-	-	-	2,0ns
E (%)	D	19 a	-	3 a	3 a	13 a	15 a	20 a	4 a	272	4,4**
	FBP+D	22 a	-	-	-	14	4	6	3	-	-
mg L ⁻¹	R2	446 bc	1707 a	920 abc	556 bc	391 bc	208 c	1159 ab	693 bc	89	7,2**
	FBP	186 bc	418 ab	592 ab	224 bc	299 ab	134 c	685 a	499 ab	101	3,8**
DQO suspensa	D	187 ab	281 ab	246 ab	130 ab	120 ab	74 b	323 a	206 ab	95	2,9**
	FBP	58 ab	73 a	37 ab	57 ab	27 b	52 ab	40 ab	44 ab	65	2,5*
E (%)	D	-	33 a	56 a	40 a	58 a	53 a	52 a	55 a	69	0,9ns
	FBP+D	56 a	80 a	72 a	74 a	71 a	66 a	74 a	71 a	37	0,9ns

c.v. - coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade.

TABELA 17. Valores médios e coeficientes de variação (E) de DQOfiltrada, DQOparticulada, DQOcoloidal no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no filtro biológico percolador (FBP) e no decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaio								cv (%)	Teste F	
	1	2	3	4	5	6	7	8			
mg L ⁻¹	R2	148 ab	112 ab	108 ab	188 a	76 b	178 ab	136 ab	117 ab	66	2,2*
	FBP	114 ab	145 a	61 b	51 b	55 b	71 b	74 ab	70 b	72	3,8**
DQO filtrada	D	127 ab	146 a	63 bc	55 bc	34 c	21 c	56 bc	48 c	89	7,2**
	FBP	31 b	-	44 b	66 a	24 b	56 a	45 b	63 a	128	2,9**
E (%)	D	-	-	-	-	38	69	29	34	-	-
	FBP+D	14 c	-	42 b	71 a	50 b	82 a	57 b	57 b	-	2,7**
mg L ⁻¹	R2	470 b	1595 a	854 b	395 b	320 b	60 c	1022 ab	576 b	102	5,6**
	FBP	154 ab	557 ab	576 a	173 ab	268 ab	68 b	611 a	429 ab	118	3,4**
DQO particulada	D	311 ab	292 ab	223 ab	75 b	115 ab	66 b	319 a	165 ab	104	5,4**
	FBP	40 a	65 a	35 a	55 a	15 b	-	45 a	29 a	122	3,0**
E (%)	D	-	51 a	54 a	59 a	55 a	-	45 a	57 a	205	2,2*
	FBP+D	40 a	78 a	75 a	63 a	33 a	-	71 a	74 a	53	1,5ns
mg L ⁻¹	R2	137 a	148 a	112 a	101 a	139 a	106 a	132 a	108 a	40	1,8ns
	FBP	122 a	127 a	103 a	102 a	162 a	102 a	156 a	153 a	45	2,7**
DQOdiss 0,45 µm	D	108 bc	179 a	92 c	98 c	118 bc	100 bc	127 ab	154 ab	37	6,0**
	FBP	11 -	14 -	8 -	-	-	-	-	-	-	-
E (%)	D	-	-	10 -	-	25 -	-	15 -	-	-	-
	FBP+D	20 -	-	15 -	-	15 -	-	-	-	-	-
mg L ⁻¹	R2	168 abc	207 ab	157 bc	80 bc	223 a	58 c	112 ab	160 ab	76	3,5**
	FBP	153 ab	243 a	181 ab	88 b	182 ab	99 b	175 ab	141 ab	66	3,0**
DQO coloidal	D	115 ab	170 ab	190 a	101 b	187 a	69 b	164 ab	127 ab	70	2,7*
	FBP	-	-	-	-	19 -	-	-	12 -	-	-
E (%)	D	24 -	30 -	-	-	-	30 -	6 -	8 -	-	-
	FBP+D	31 -	17 -	-	-	16 -	-	-	20 -	-	-

c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade.

TABELA 18. Valores médios e coeficientes de variação (cv) das eficiências de remoção de DQOtotal, DQOodiss (1,2 µm), DQO suspensa, DQOfiltrada, DQOparticulada, DQOodiss (0,45 µm) e DQOcoloidal no sistema de tratamento anaeróbio e do pós-tratamento (R1+R2+FBP+D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaio								cv (%)	Teste F
	1	2	3	4	5	6	7	8		
TDH (h)	62,7	44,7	31,3	22,3	66,6	47,0	33,3	23,3	-	-
COV (g DQOtotal (L d) ⁻¹)	R1 10 c	15 bc	28 ab	22 abc	36 a	16 bc	27 ab	26 ab	56	6,2**
DQOtotal	95,2 ab	97,8 ab	94,3 b	96,7 ab	98,6 a	96,4 ab	95,2 ab	95,1 ab	3	2,3*
DQOodiss (1,2 µm)	79,3 a	69,5 b	84,9 a	79,7 a	82,0 a	85,0 a	80,9 a	67,1 b	20	2,4**
DQOss	97,4 a	97,6 a	94,8 a	94,4 a	99,6 a	97,6 a	96,7 a	97,5 a	5	1,2ns
DQO filtrada	92,3 a	77,9 b	92,9 a	94,8 a	98,6 a	98,8 a	95,9 a	94,7 a	9,0	7,4**
DQO particulada	96,0 a	96,5 a	96,7 a	98,8 a	99,5 a	83,8 b	95,0 a	96,2 a	18	0,9**
DQOodiss (0,45 µm)	63,4 ab	53,1 b	83,0 a	71,0 ab	81,1 a	58,2 ab	47,0 b	50,0 b	35	4,9**
DQO coloidal	85,1 ab	75,3 ab	78,4 ab	80,0 ab	67,3 b	92,5 a	86,6 ab	84,1 ab	24	2,2*

c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade.

Os valores médios da DQO_{total} e DQO_{diss} no afluente e efluentes do reator UASB, filtro anaeróbio, FBP e decantador durante o experimento estão apresentadas nas Figuras 18 a 25.

Foram observadas baixas variações para a DQO_{total} e DQO_{diss} (1,2 µm) no efluente final (Figuras 18 e 25) do sistema de tratamento anaeróbio composto pelo reator UASB e filtro anaeróbio e com o pós-tratamento composto pelo filtro biológico percolador e o decantador, com os TDH de 62,7; 44,7; 31,3; 22,3; 66,6; 47,0; 33,3 e 23,3 h (Tabela 18).

Nas Figuras 26 e 27 é possível evidenciar com maior facilidade, que a inclusão do sistema de pós-tratamento propiciou aumentos e menores variações das eficiências médias de remoção de DQO_{total}, em relação ao sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1 + R2). Para as remoções de DQO_{diss} (1,2 µm) o efeito não foi evidente, em virtude dos baixos valores de DQO_{diss} remanescentes no efluente do R2.

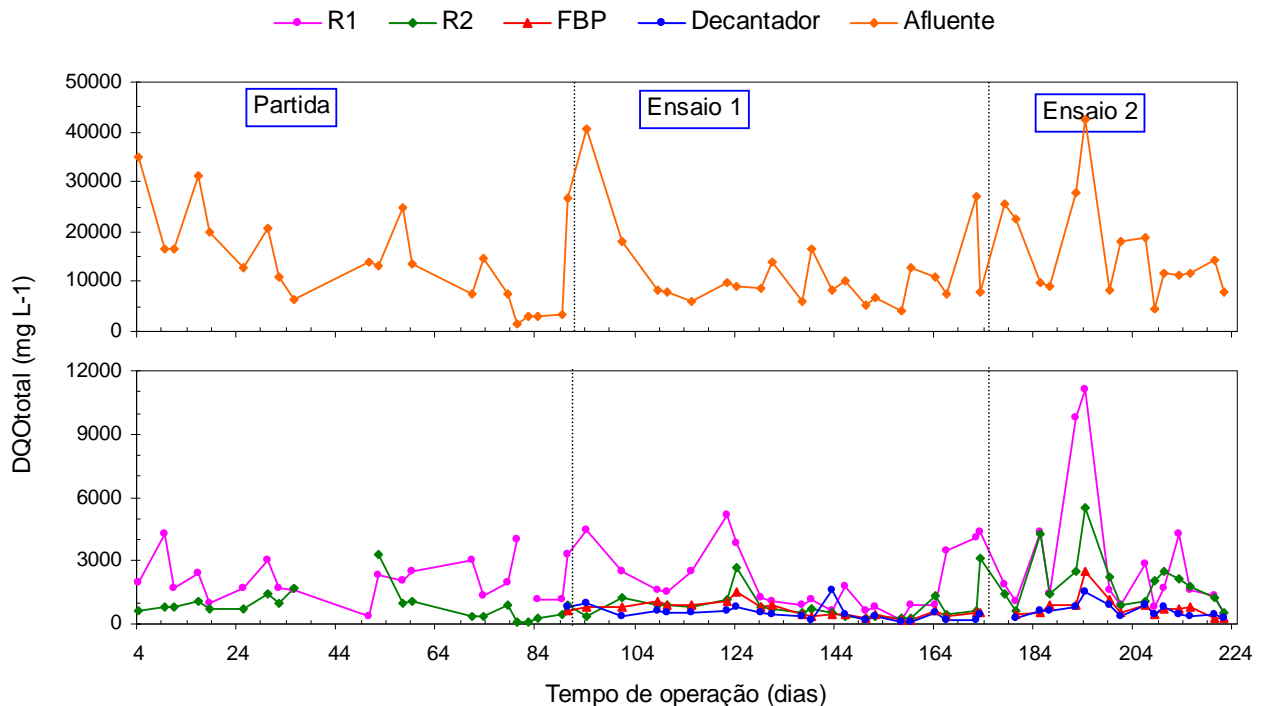


FIGURA 18. Valores de DQO_{total} no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos na partida e nos ensaios 1 e 2.

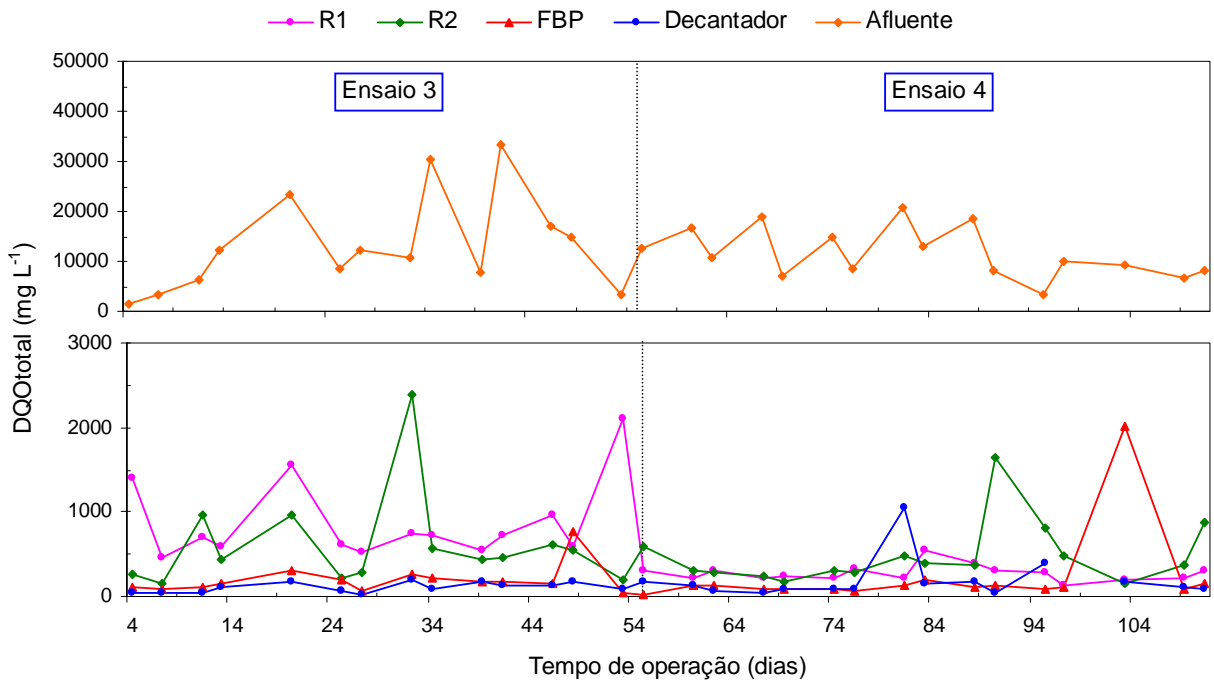


FIGURA 19. Valores de DQOtotal no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbico (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos nos ensaios 3 e 4.

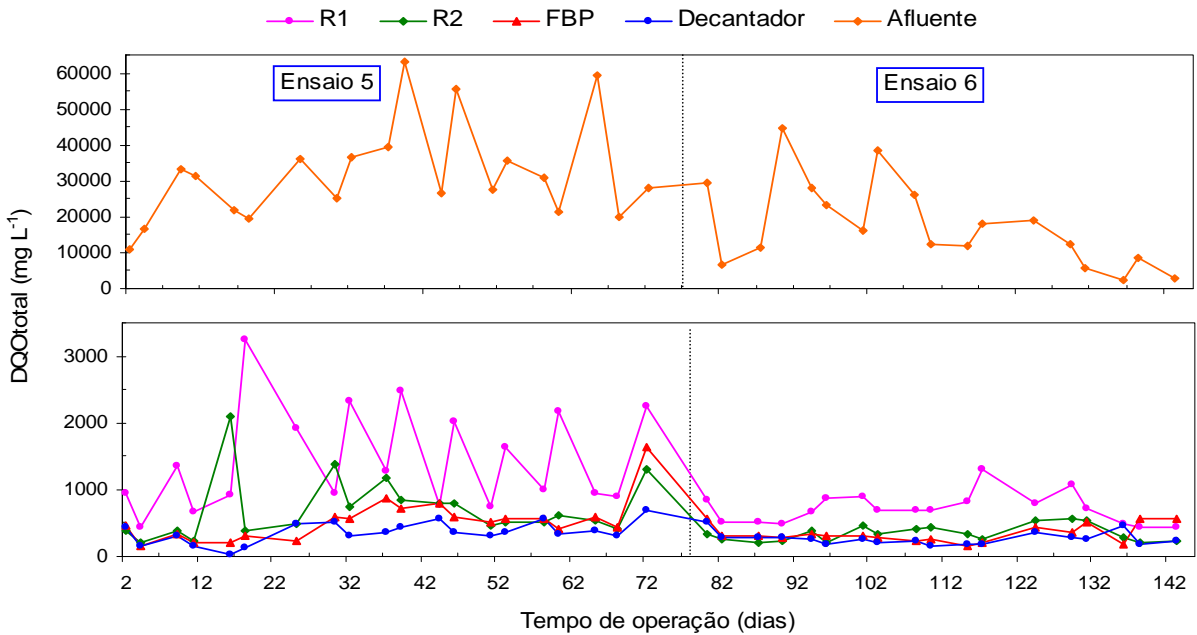


FIGURA 20. Valores de DQOtotal no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbico (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos nos ensaios 5 e 6.

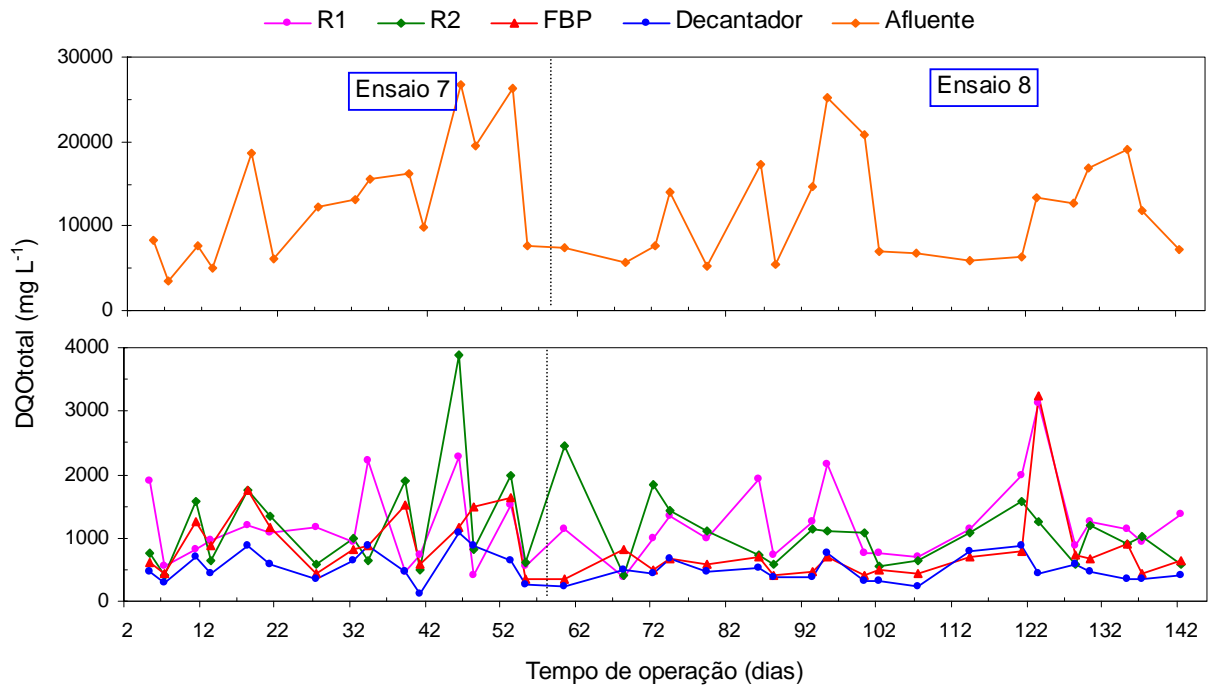


FIGURA 21. Valores de DQOtotal no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos nos ensaios 7 e 8.

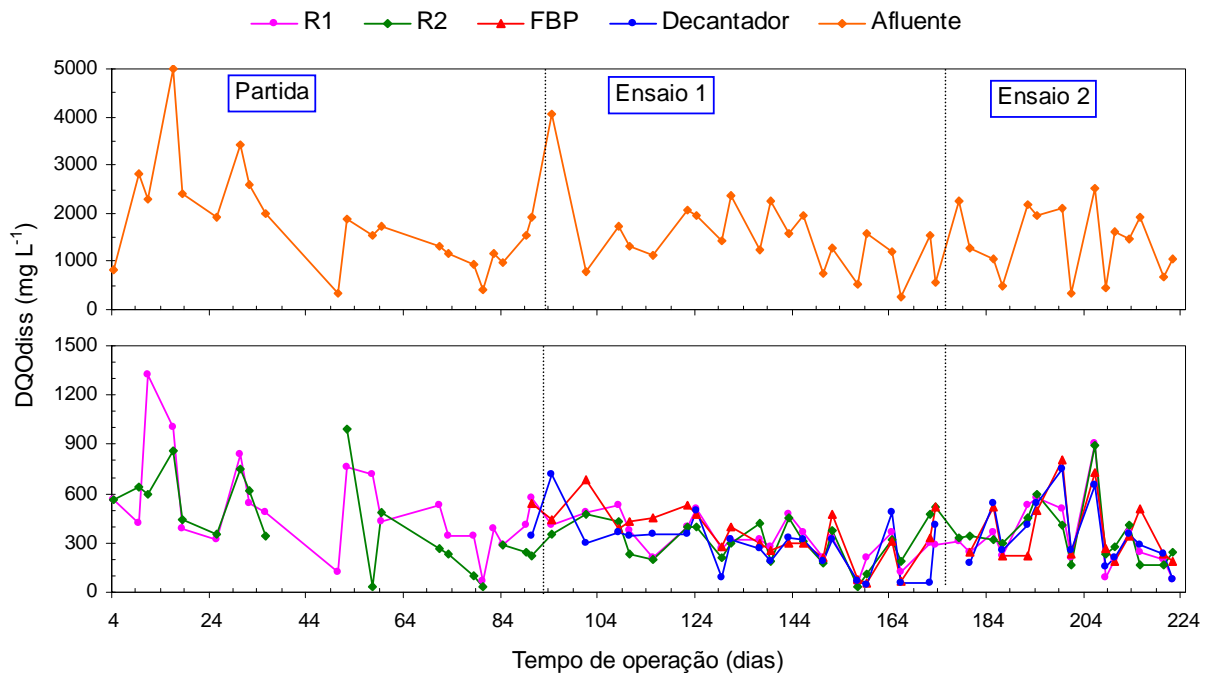


FIGURA 22. Valores de DQOdiss (1,2 μm) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos na partida e ensaios 1 e 2.

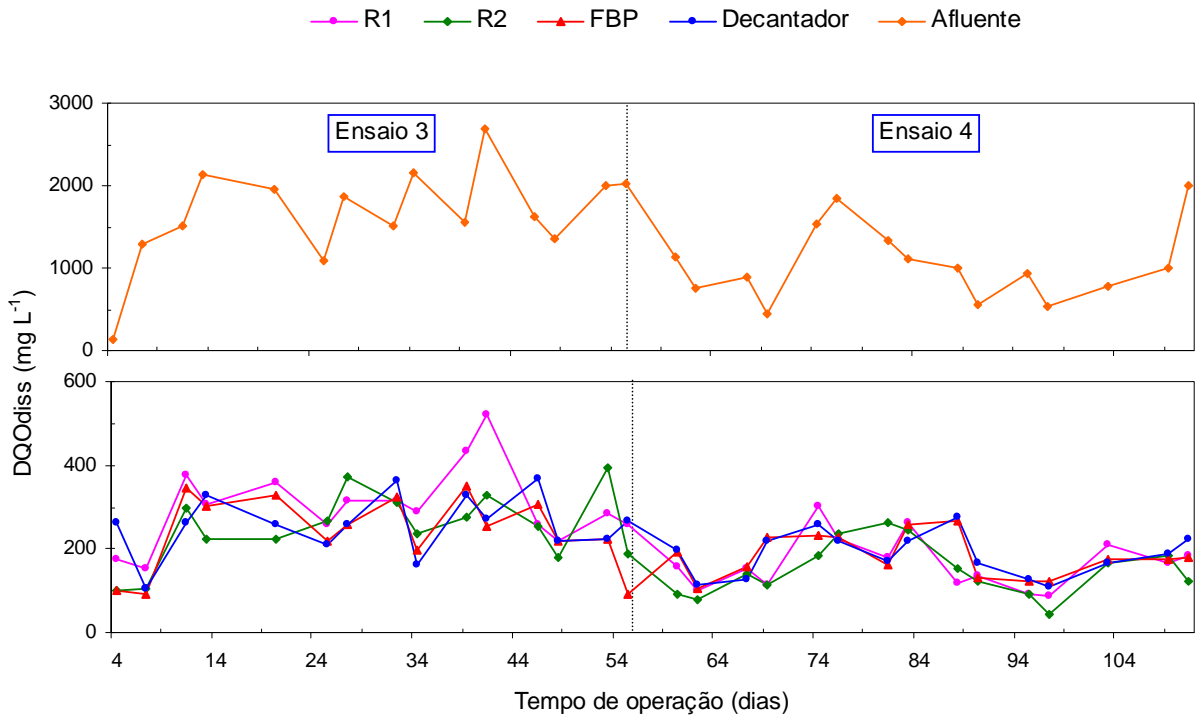


FIGURA 23. Valores de DQOdiss (1,2 μm) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) instalados em série, obtidos nos ensaios 3 e 4.

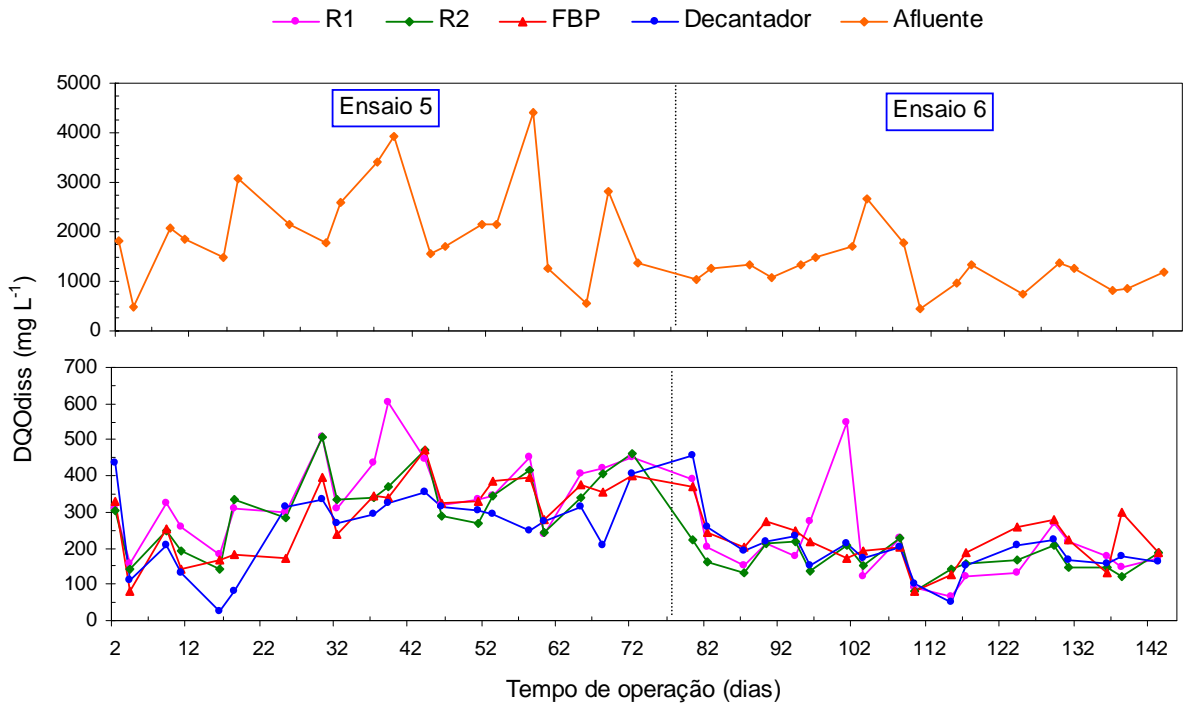


FIGURA 24. Valores de DQOdiss (1,2 μm) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D), instalados em série, obtidos nos ensaios 5 e 6.

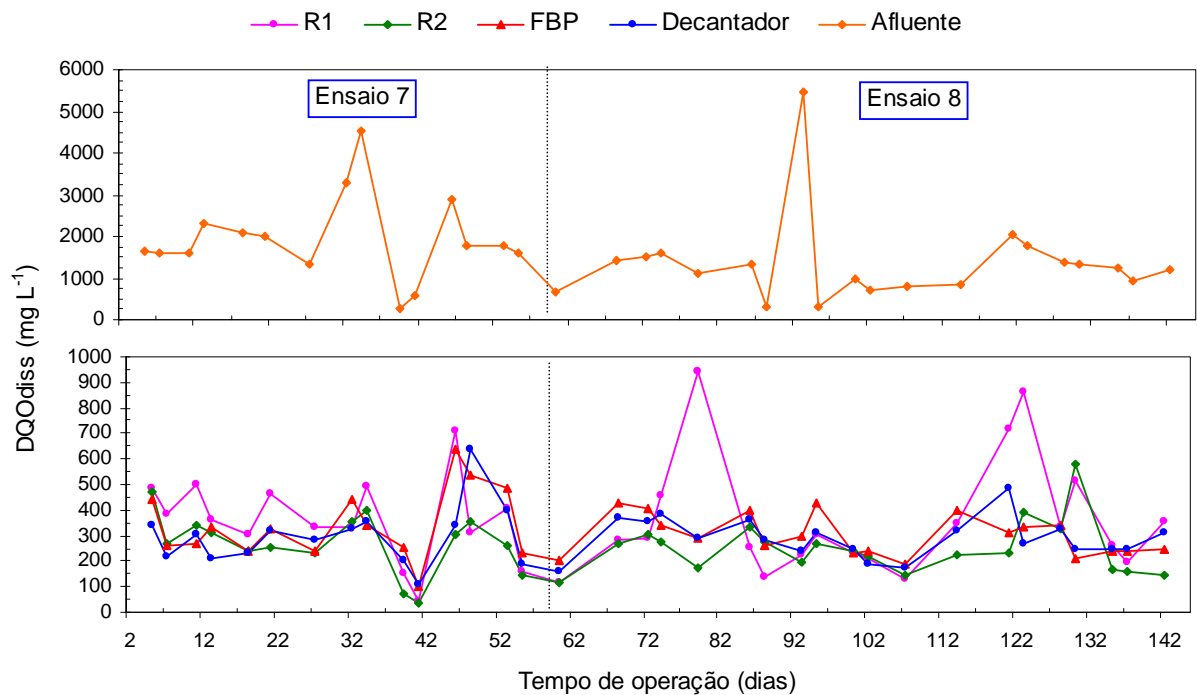


FIGURA 25. Valores de DQOdiss (1,2 μm) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), do filtro anaeróbio (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D), instalados em série, obtidos nos ensaios 7 e 8.

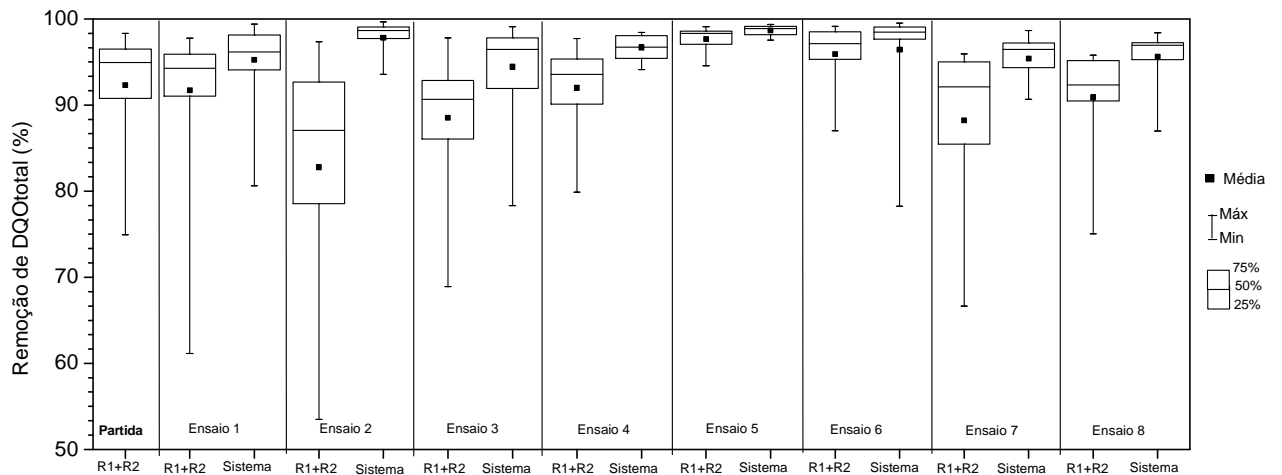


FIGURA 26. Eficiências médias de remoção de DQOtotal e respectivos coeficientes de variação, no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbio (R2), em série (R1 + R2) e com sistema de pós-tratamento com filtro biológico percolador (FBP) e o decantador (D) (R1+R2+FBP+D), durante a partida e os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

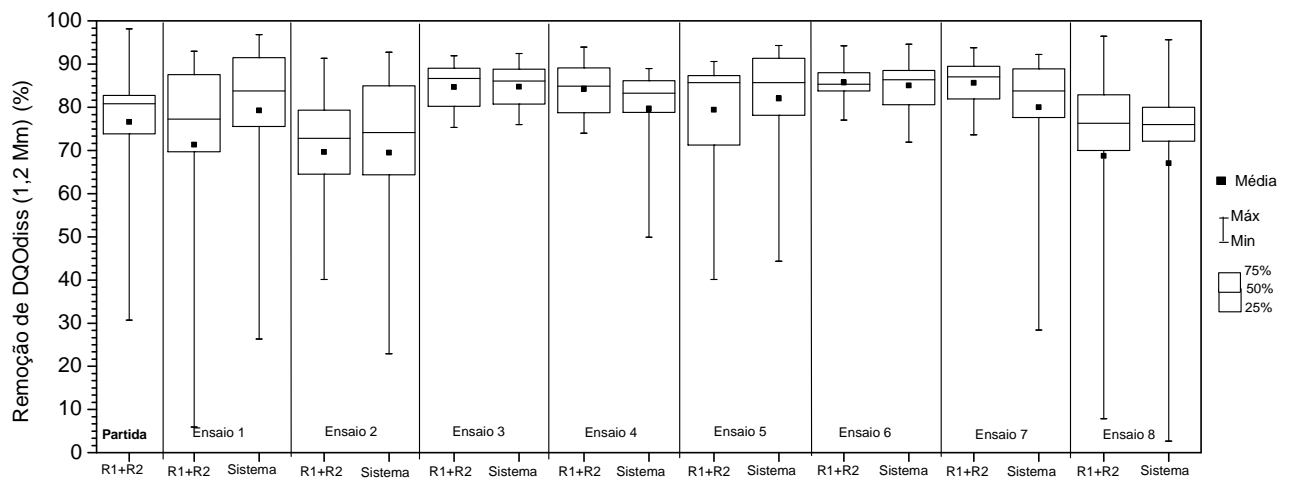


FIGURA 27. Eficiências médias de remoção de DQOdiss (1,2 µm) e respectivos coeficientes de variação, no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbio (R2), em série (R1 + R2) e com sistema de pós-tratamento com filtro biológico percolador (FBP) e o decantador (D) (R1+R2+FBP+D), durante a partida e os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

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

As concentrações médias de SST e SSV no afluente variaram de 6850 a 15774 mg L⁻¹ e de 2637 a 9190 mg L⁻¹, na partida e nas fases 1 a 4. As maiores ($p < 0,05$) concentrações, de 15574 mg L⁻¹, no afluente foram observadas na fase 3 (Tabela 19). As relações SSV/SST no afluente foram de 0,38; 0,58; 0,57; 0,58 e 0,64 na partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente, indicando elevadas concentrações de sólidos suspensos fixos (SSF) no afluente.

No efluente do filtro anaeróbio as concentrações médias de SST e SSV foram de 114; 718; 541; 267 e 540 mg L⁻¹ e de 68; 303; 274; 176 e 360 mg L⁻¹ (Tabela 19), na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente e diferiram significativamente ($p < 0,05$). Os menores valores ($p < 0,05$) ocorreram na partida, quando a concentração de SSV no afluente foi mais baixa e a retenção de SSV na manta de lodo foi acentuada, principalmente no R2, favorecida pelos maiores TDH no R1 e R2.

Com a inclusão do sistema de pós-tratamento, composto pelo filtro biológico percolador e o decantador, as concentrações médias de SST e SSV foram reduzidas

para 191, 202, 112, 191, 269, 56, 158 e 112 mg L⁻¹ e 67, 97, 64, 117, 181, 32, 97 e 76 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente, com variações menos acentuadas do que no efluente do R2, e sem diferenças significativas (Tabela 20 e Figuras 28 a 35).

TABELA 19. Valores médios e os respectivos coeficientes de variação (c.v.) da carga orgânica volumétrica (COV), das concentrações de SST, SSV e SSF do afluente e efluente e das eficiências de remoção (E) obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) durante a partida e as fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Tratamentos								CV (%)	Teste F			
		Partida		1	2	3	4							
COV (g DQO _{total} (L d) ⁻¹)	R1	9,2	b	12,9	b	25,2	a	26,0	a	26,7	a	60	10,5**	
	R2	2,6	ab	4,8	a	4,4	a	2,1	b	4,4	a	81	4,2**	
TDH (h)	R1	36,0		24,0		12,0		24,0		12,0		-	-	
	R2	17,6		11,7		5,8		13,2		6,6		-	-	
SST	Afluente	6850	b	8396	b	8012	b	15774	a	9997	b	56	10,3**	
	R1	633	ab	1323	a	534	b	570	b	868	ab	107	3,8**	
	R2	114	c	718	a	541	ab	267	b	540	ab	88	4,7**	
	E (%)	R1	90	ab	84	b	92	ab	94	a	89	ab	14	3,4*
	R2	77	a	46	b	-	-	49	b	39	b	67	2,9**	
R1+R2	98	a	92	a	91	a	96	a	93	a	8	2,8ns		
SSV	Afluente	2637	c	4888	b	4642	bc	9190	a	6366	ab	71	7,5**	
	R1	470	a	676	a	369	a	328	a	588	a	135	1,5ns	
	R2	68	b	303	ab	274	ab	176	ab	360	a	98	3,4*	
	E (%)	R1	77	b	85	a	89	a	94	a	87	a	20	2,4*
	R2	84	a	53	ab	30	b	52	ab	40	b	72	4,0**	
R1+R2	96	a	93	a	90	a	95	a	92	a	10	1,1ns		
SSF	Afluente	3770	b	4112	b	3391	b	6584	a	3631	b	70	5,0**	
	R1	311	ab	647	a	165	b	241	b	279	b	142	4,3**	
	R2	55	b	413	a	267	ab	91	b	180	b	128	5,7**	
	E (%)	R1	93	ab	84	b	91	ab	94	a	91	ab	12	4,2**
	R2	79	a	41	ab	-	-	64	a	37	ab	117	9,9**	
R1+R2	98	a	88	a	85	b	97	a	92	a	15	3,5**		

SST – sólidos suspensos totais; SSV – sólidos suspensos voláteis; SSF- sólidos suspensos fixos; E – eficiência.
c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade.

O efluente do decantador, no ensaio 6, com valores médios de SST de 56 mg L⁻¹, atendeu ao padrão do Estado de Minas Gerais (amparado pela Deliberação Normativa COPAM n° 10) que estabelece a concentração máxima para o lançamento de efluentes líquidos de 60 mg L⁻¹ para os SST. Segundo a Deliberação COPAM n° 10, nas águas

são tolerados lançamentos de despejos, desde que, além de atenderem às concentrações máximas permitidas para os diferentes poluentes, não venham a ultrapassar os limites estabelecidos para as respectivas classes de enquadramento dos cursos d'água (SANTOS, 2005), os quais serão estabelecidos para cada corpo receptor e fonte poluidora.

Na partida e fases 1, 2, 3 e 4 as eficiências médias remoção de SST e SSF no R1 foram de 90; 84, 92, 94 e 89 e de 93, 84, 91, 94 e 91% (Tabela 19), respectivamente e houve diferença significativa somente entre as fases 1 e 3. As menores eficiências médias de remoção ($p < 0,05$) de SSV no R1 foram de 77%; na partida. Nas fases 1, 2, 3 e 4, as eficiências de remoção de SSV foram de 85, 89, 94 e 87%, respectivamente, e não diferiram estatisticamente.

As eficiências médias de remoção de SST e SSV no R2, com a utilização dos anéis de bambu como meio suporte, diminuíram significativamente ($p < 0,05$) da partida para a fase 2, de 77% para zero e de 84 para 30%, respectivamente. Nas fases 3 e 4, com a utilização anéis de conduite no R2, as eficiências médias de remoção de SST e SSV decresceram significativamente ($p < 0,05$), em relação a partida, para 49 e 39% e para 52 e 40%, respectivamente, e não diferiram estatisticamente entre si.

O decréscimo nas eficiências de remoção de sólidos suspensos (SST, SSV e SSF) do R2 da partida para a fase 2, e para as fases 3 e 4, ocorreu em virtude do arraste de sólidos com o efluente, provocado pelo aumento da velocidade ascensional e pelo acúmulo crescente de lodo intersticial e no biofilme. Segundo EHLINGER et al. (1987) citados por COUTO (1993), as possíveis causas de entupimento e conseqüente arraste de sólidos do filtro anaeróbio são a presença de sólidos suspensos, a precipitação de carbonato de cálcio e a obstrução biológica. Mesmo assim, houve contribuição significativa do R2 para a melhoria da qualidade do efluente e aumento da remoção de sólidos suspensos no sistema de tratamento anaeróbio.

As eficiências de remoção de SST e SSV no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) variaram de 91 a 98% e de 90 a 96%, respectivamente (Tabela 19) da partida a fase 4 e não diferiram estatisticamente (Tabela 19), mesmo com a aplicação de TDH de 17,6 a 53,6 h e a utilização de anéis de bambu ou conduite.

TABELA 20. Valores médios e os respectivos coeficientes de variação (c.v.) da carga orgânica volumétrica (COV), das concentrações de SST, SSV, SSV e SSF do afluente e efluente e das eficiências de remoção no filtro biológico percolador (FBP) e no decantador (D) e no sistema de tratamento anaeróbio e de pós-tratamento (R1+R2+FBP+D), durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaio								cv (%)	Teste F	
	1	2	3	4	5	6	7	8			
COV (g DQO _{total} (L d) ⁻¹)	R2	3,2 ab	6,3 a	5,7 a	2,9 ab	2,7 ab	1,4 b	4,0 a	4,9 ab	78	4,5**
	FBP	1,2 c	6,6 ab	5,7 ab	6,8 a	1,0 c	1,5 c	3,9 b	7,9 a	57	18,0**
	D	0,9 c	3,8 b	1,9 c	3,8 b	0,8 c	1,5 c	2,1 c	5,4 a	46	26,8**
SST	R2	568 ab	869 a	630 ab	452 ab	372 ab	162 b	563 a	517 ab	87	2,8**
	FBP	198 a	246 a	194 a	245 a	264 a	90 a	344 a	236 a	110	1,1ns
	D	191 a	202 a	112 a	191 a	269 a	56 a	158 a	112 a	129	1,4ns
	FBP	62 abc	76 a	67 abc	69 abc	38 bc	51 abc	37 c	57 abc	45	3,9**
	E	-	21 a	45 a	21 a	-	42 a	53 a	51 a	-	1,8ns
	(%)	67 a	75 a	77 a	63 a	79 a	63 a	71 a	76 a	64	1,8ns
Sistema	97,9 a	97,8 a	98,4 a	95,7 a	98,7 a	95,5 a	98,0 a	98,0 a	98,0 a	4	1,0ns
SSV	R2	295 a	312 a	342 a	207 a	245 a	107 a	380 a	340 a	96	1,5ns
	FBP	63 a	86 a	109 a	179 a	188 a	56 a	245 a	143 a	137	1,8ns
	D	67 ab	97 ab	64 ab	117 ab	181 a	32 b	97 a	76 ab	138	1,7ns
	FBP	64 a	75 a	65	59 a	35 a	50 a	34 a	61 a	67	1,9ns
	D	-	-	39	40	-	39	59	43	-	-
	(%)	60 a	77 a	78 a	58 a	63 a	66 a	76 a	71 a	45	,8ns
Sistema	97,7 a	97,7 a	98,4 a	91,3 a	98,4 a	95, a	98,2 a	97,9 a	7	1,7ns	
SSF	R2	272 ab	556 a	289 ab	245 ab	127 b	55 b	183 b	177 b	123	3,6**
	FBP	133 a	161 a	85 a	66 a	76 a	34 a	99 a	92 a	121	1,6ns
	D	124 a	108 a	49 a	75 a	88 a	24 a	60 a	36 a	165	1,2ns
	FBP	52 ab	71 a	80 a	67 a	41 b	41 b	48 b	44 b	59	2,3*
	D	5	32	42	-	-	29	39	61	-	-
	(%)	54 a	75 a	74 a	68 a	31 b	56 a	64 a	69 a	38	0,8*
Sistema	98,2 a	96,8 a	96,6 a	96,0 a	98,9 a	95,4 a	96,8 a	98,1 a	6	0,5ns	

SST – sólidos suspensos totais; SSV – sólidos suspensos voláteis; SSF – sólidos suspensos fixos; E – eficiência. c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade.

As eficiências médias de SST no FBP variaram de 37 a 76% (Tabela 20) e diferiu significativamente ($p < 0,01$). A aplicação de taxas superficiais de 3,0 a 21,1 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, não influenciou as remoções de SST, SSV e SSF.

Houve diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as fases 2, 5 e 7. As maiores remoções de SST e SSF, de 76 e 71%, ocorreram na fase 2 e as menores, de 38 e 37% e de 41 e 48%, nas fases 5 e 7, respectivamente. Na fase 2 foi aplicada COV de 6,3 g DQOtotal (L d)⁻¹ no FBP e nas fases 5 e 7 as COV aplicadas foram de 2,7 e 4,0 g DQOtotal (L d)⁻¹, respectivamente.

Com a inclusão do decantador as eficiências de SST e SSV do sistema de pós-tratamento variaram de 63 a 77% e de 58 a 78%, respectivamente, e não houve mais diferença significativa entre os ensaios 1 a 8.

A inclusão do sistema de pós-tratamento, com o filtro biológico percolador (FBP) e o decantador, permitiram melhorar significativamente a qualidade do efluente e, conseqüentemente, aumentaram as eficiências médias de remoção de SST e SSV para 97,9; 97,8; 98,4; 95,7; 98,7; 95,5; 98,0 e 98,0% e 97,7; 97,7; 98,4; 91,3; 98,4; 95,0; 98,2 e 97,0% nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente, com menores variações e sem diferenças significativas (Tabela 20 e Figuras 36 e 37).

Os resultados de remoção de SST e SSV indicam que com o sistema de tratamento anaeróbio e o pós-tratamento proposto foi possível obter eficiências de remoção de sólidos acima de 91%, com COV de 12,9 a 26,7 g DQOtotal (L d)⁻¹ no R1 e a com a aplicação de taxas de superficiais de 3,0 a 21,1 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ no FBP, utilizando como meio suporte no filtro anaeróbio e filtro biológico percolador anéis de bambu ou de conduite, sem diferenças significativas para os valores de eficiência, mesmo nas fases 3 e 4, com a aplicação das maiores COV no R1, superiores a 26,0 g DQOtotal (L d)⁻¹, observaram-se as menores variações nas eficiências de remoção de SST e SSV (Figuras 36 e 37), confirmando a estabilidade e a robustez do sistema de tratamento com o reator UASB seguido pelos filtros anaeróbio e biológico percolador com o decantador para tratar águas residuárias de suinocultura com altas concentrações de sólidos suspensos.

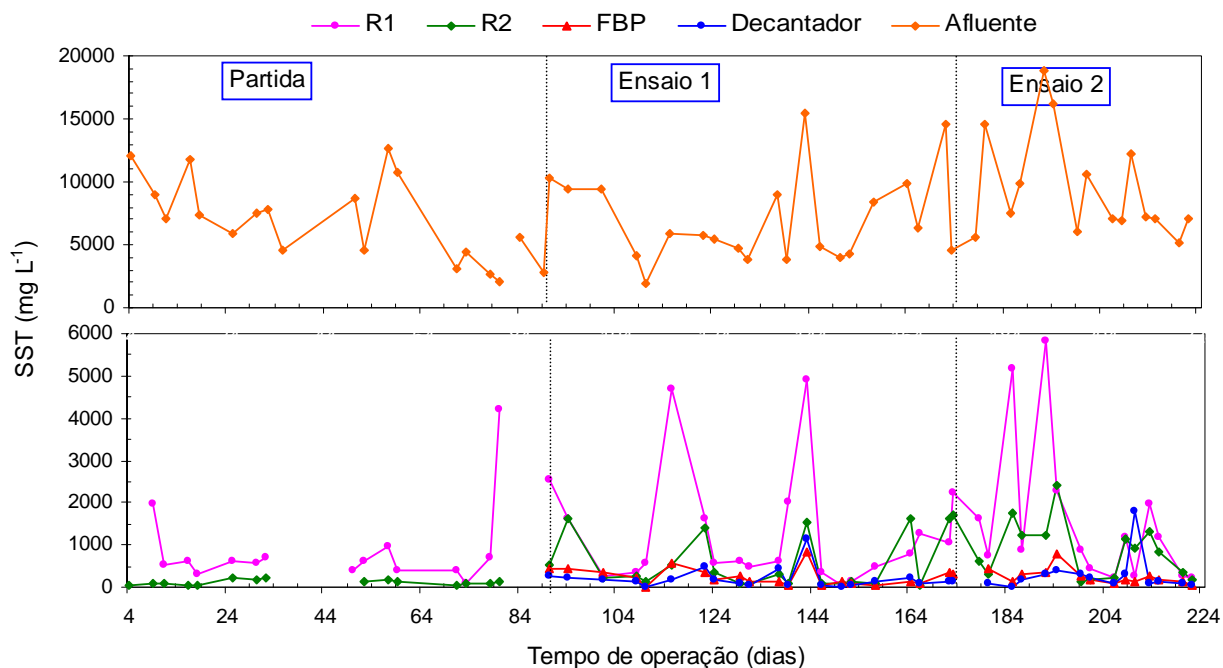


FIGURA 28. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante a partida e os ensaios 1 e 2.

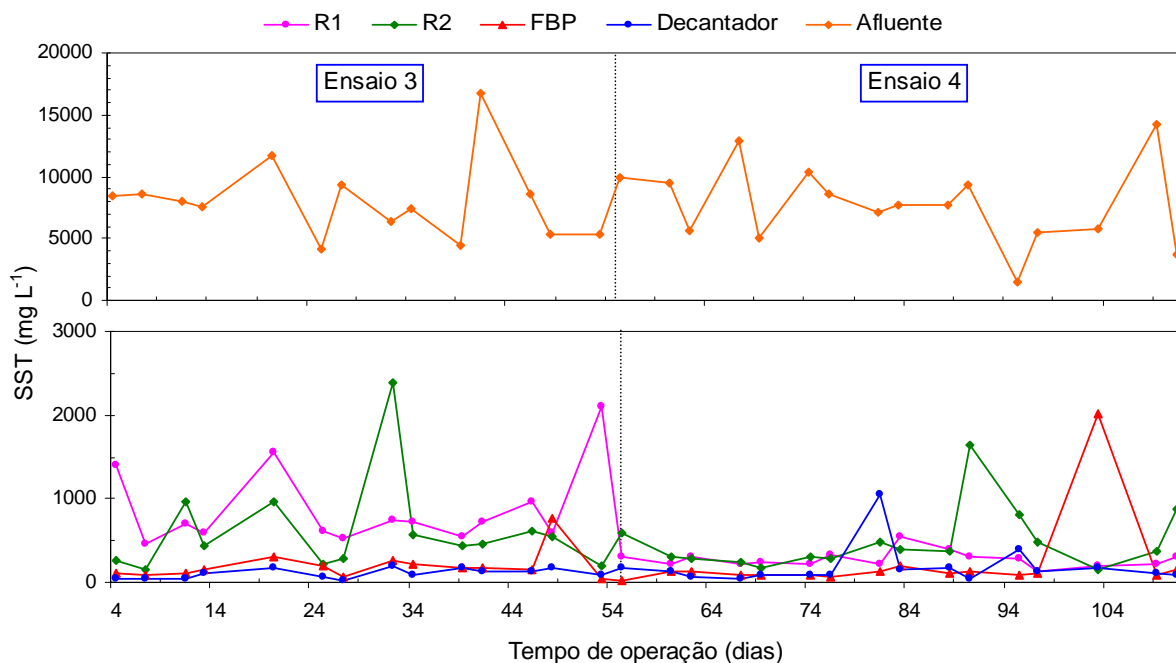


FIGURA 29. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 3 e 4.

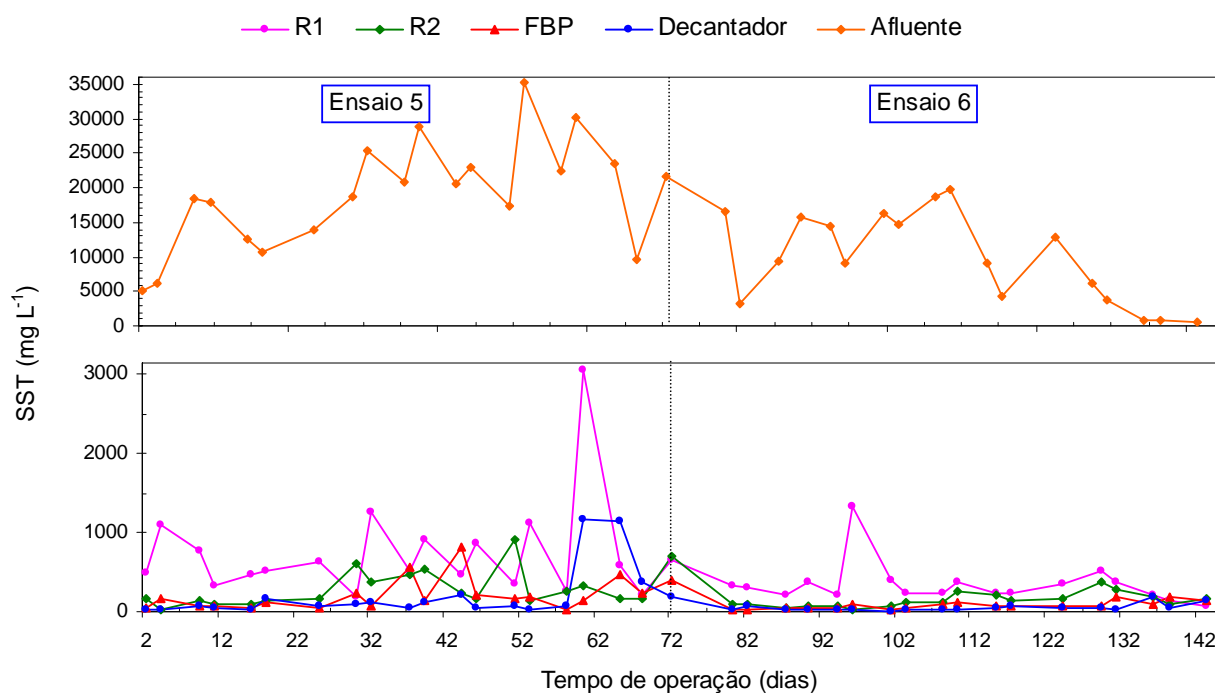


FIGURA 30. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 5 e 6.

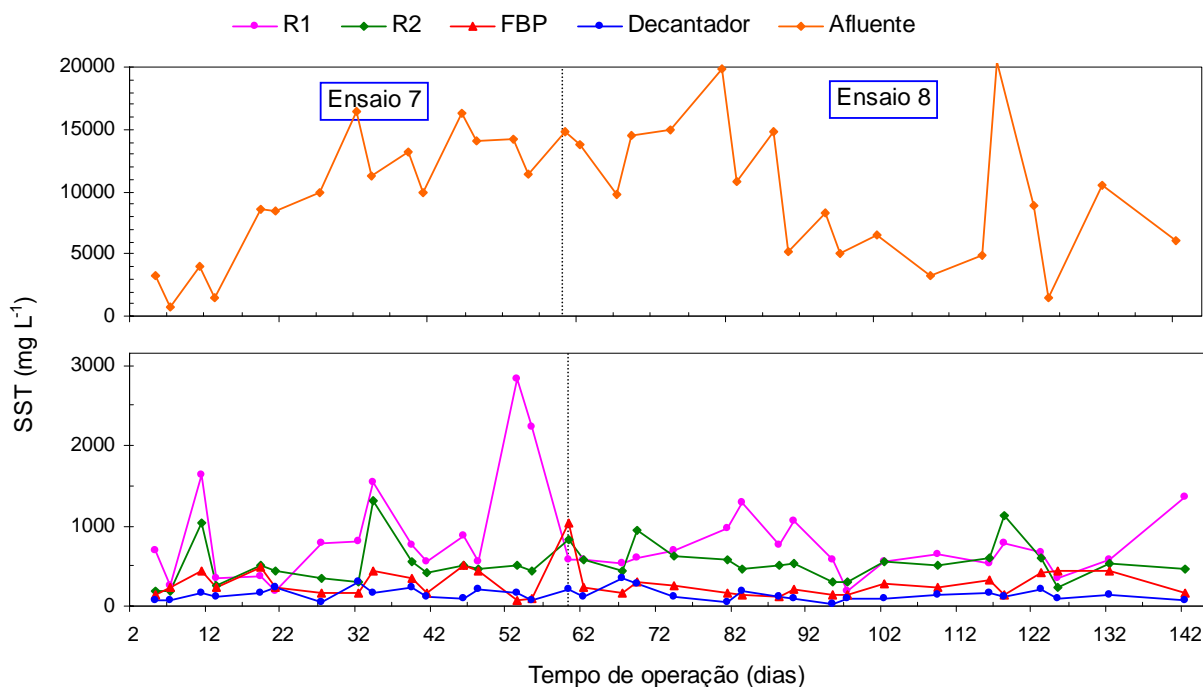


FIGURA 31. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 7 e 8.

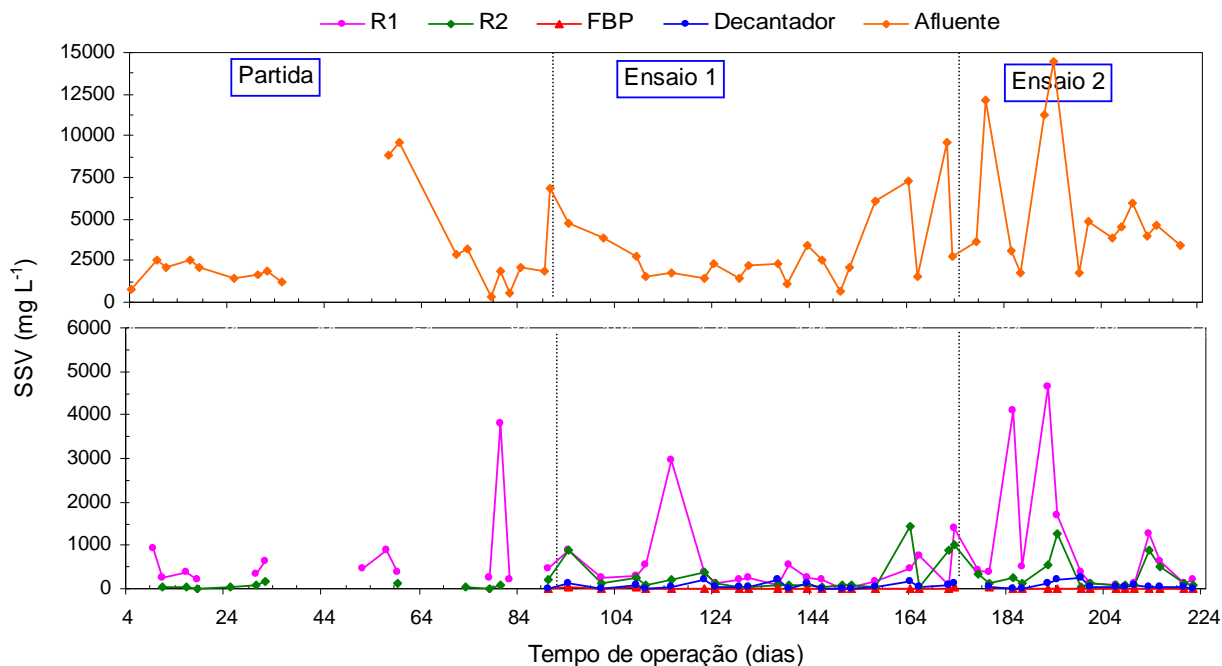


FIGURA 32. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluentes do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante a na partida e os ensaios 1 e 2.

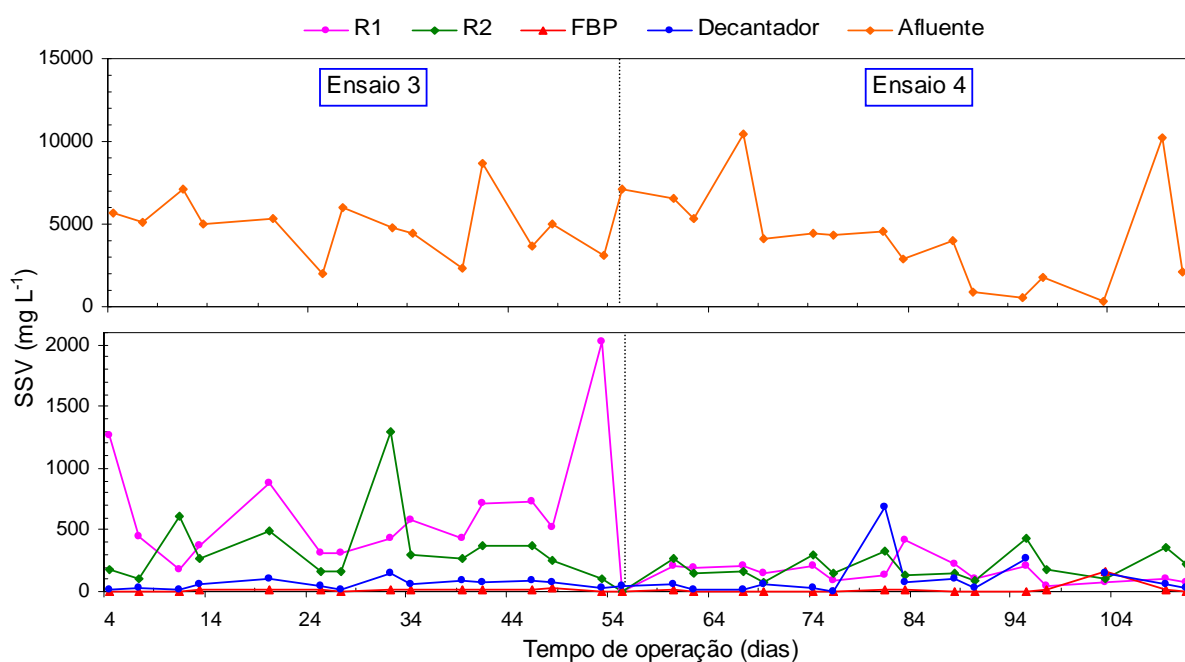


FIGURA 33. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluentes do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 3 e 4.

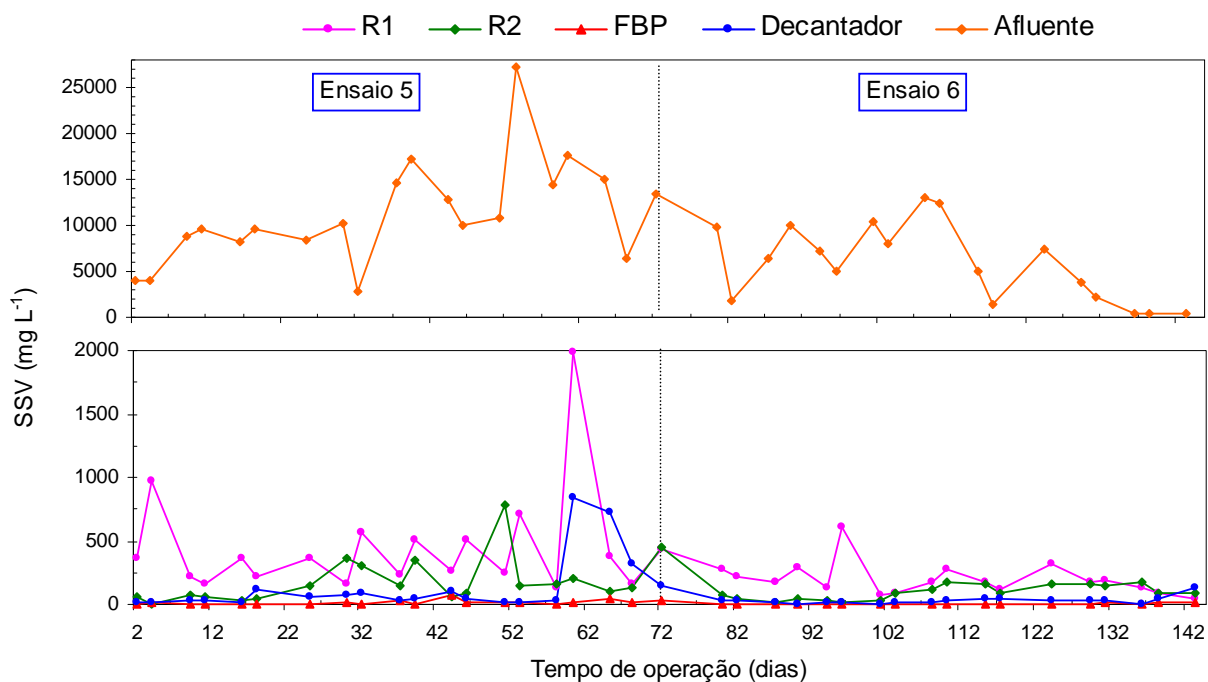


FIGURA 34. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluentes do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 5 e 6.

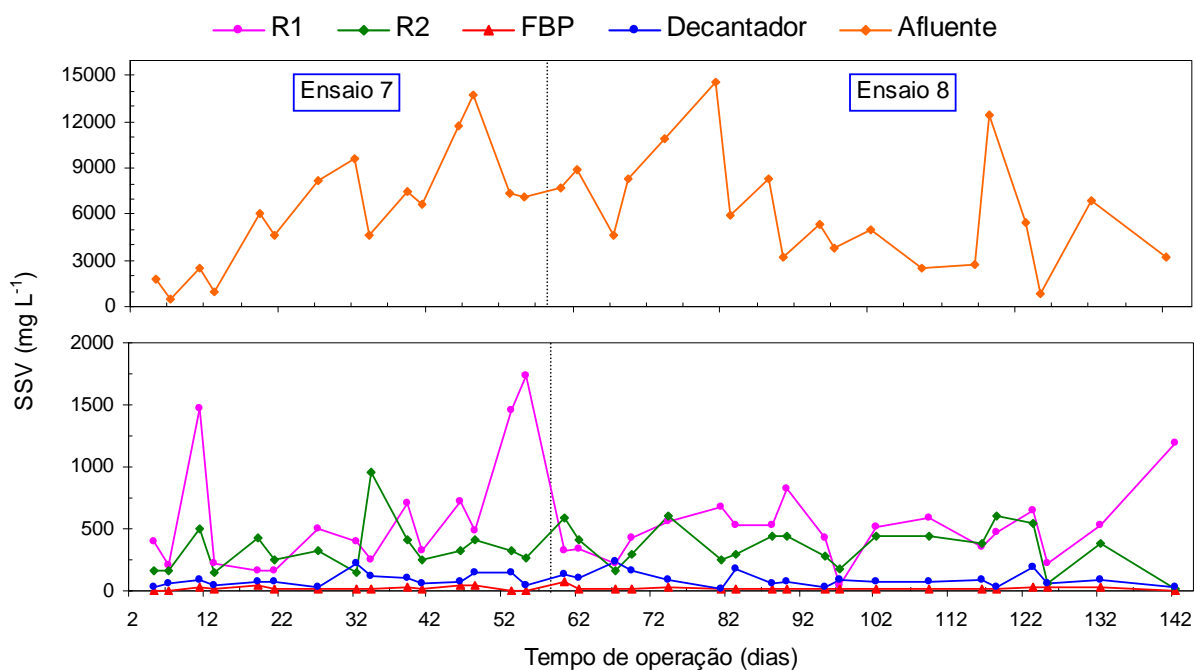


FIGURA 35. Concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluentes do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) instalados em série, durante os ensaios 7 e 8.

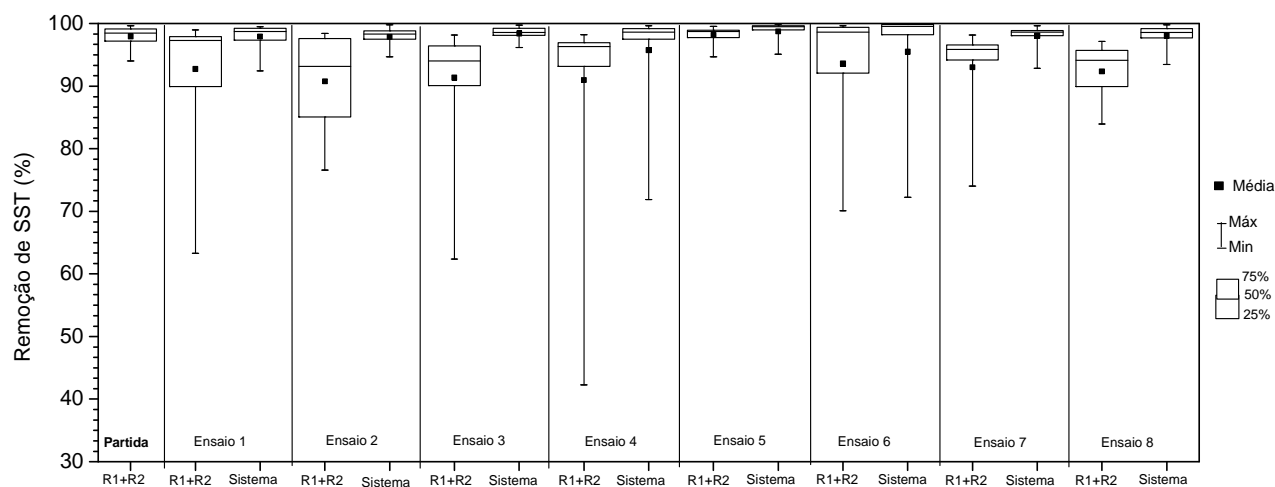


FIGURA 36. Eficiências médias de remoção de sólidos suspensos totais (SST) no reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) em série (R1 + R2), e no sistema com o pós-tratamento no filtro biológico percolador e decantador (R1+R2+FBP+D), durante a partida e os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

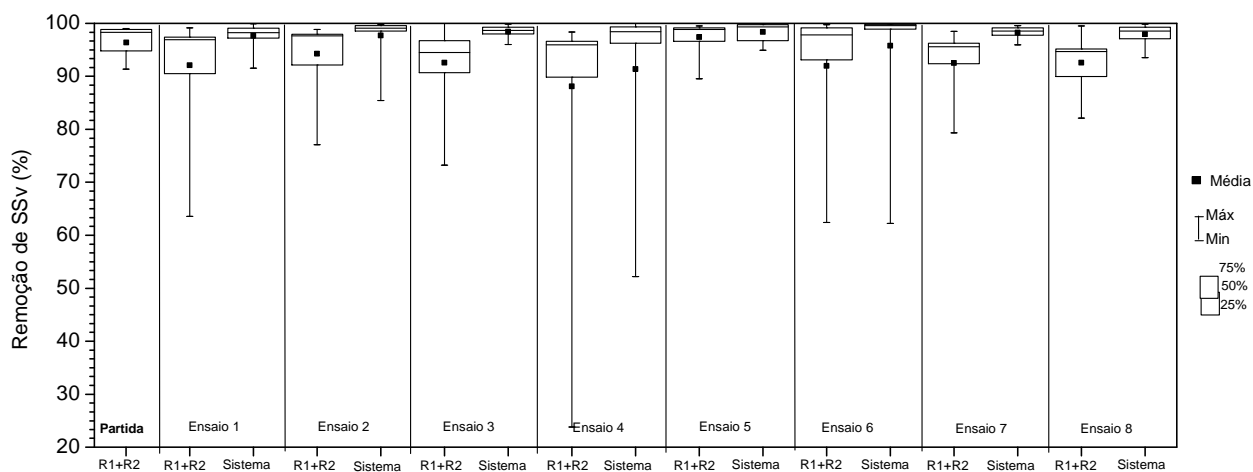


FIGURA 37. Eficiências médias de remoção de sólidos suspensos voláteis (SSv) no reator UASB (R1) e filtro anaeróbio (R2) em série (R1 + R2), e no sistema com o pós-tratamento no filtro biológico percolador e decantador (R1+R2+FBP+D), durante a partida e os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

5.4 Carboidratos, proteínas e lipídeos.

As concentrações de proteínas, carboidratos e lipídeos no afluente variaram de 151 a 420 mg L⁻¹; de 360 a 1496 mg L⁻¹ e de 32 a 66 mg L⁻¹, na partida e fases 1 a 4, respectivamente (Tabela 21).

Tabela 21. Valores médios e coeficientes de variação (cv) da carga orgânica volumétrica (COV) e das concentrações de proteínas, carboidratos e lipídeos no afluente e efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no reator UASB (R1) e filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2), nas fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Fases				CV (%)	Teste F					
		1	2	3	4							
COV (g DQOtotal (L d) ⁻¹)	R1	12,9	b	25,2	a	26,0	a	26,7	a	60	10,5**	
	R2	4,8	a	4,4	a	2,1	b	4,4	a	81	4,2**	
Proteínas	mg L ⁻¹	Afluente	420	a	151	b	160	b	219	b	83	9,8**
		R1	290	a	141	b	56	b	50	b	125	12,3**
	R2	235	a	132	b	44	c	43	c	81	26,8**	
	E (%)	R1	31	b	8	c	68	a	76	a	57	25,5*
		R2	18	a	6	b	19	a	15	a	130	21,3**
		R1+R2	50	b	13	c	73	a	77	a	43	29,2**
Carboidratos	mg L ⁻¹	Afluente	360	c	520	c	1496	a	954	b	84	12,5**
		R1	155	a	119	a	54	b	104	ab	83	5,7**
	R2	118	a	106	a	36	b	83	a	71	9,5**	
	E (%)	R1	60	b	76	a	89	a	82	a	25	9,6**
		R2	27	a	13	b	31	a	20	a	125	1,8**
		R1+R2	65	c	77	b	92	a	87	ab	18	16,5**
Lipídeos	mg L ⁻¹	Afluente	57	ab	32	b	64	a	66	a	79	3,3*
		R1	25	a	11	b	15	ab	20	ab	98	2,8*
	R2	20	a	6	b	11	ab	19	a	111	4,3**	
	E (%)	R1	59	a	63	a	67	a	67	a	37	0,5ns
		R2	21	b	41	a	25	b	6	c	200	4,0**
		R1+R2	66	a	74	a	76	a	70	a	32	0,9ns

c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade.

As concentrações de proteínas, lipídios e carboidratos observadas por PINHO et al (2005), foram de 230, 210 e 134 mg L⁻¹, respectivamente, para águas residuárias de suinocultura com concentrações médias de DQOtotal de 2000 mg L⁻¹. AHN et al. (2006) para esterco de suíno com DQOtotal de 130.000 mg L⁻¹ observaram concentrações médias de carboidratos de aproximadamente 900 mg L⁻¹.

As alterações na composição do afluente ocorreram em virtude de variações na idade e manejo dos animais. BOURSIER et al. (2005) observaram variações nas

frações de DQO nas águas residuárias de suinocultura e atribuíram ao sistema de produção das fazendas (crescimento e terminação, somente crescimento ou terminação), a composição da alimentação dos animais e ao consumo de água.

As eficiências médias de remoção de proteínas, carboidratos no R1 variaram de 8 a 76% e de 60 a 89%, respectivamente. As menores eficiências de remoção de proteínas e carboidratos no R1, de 8 e 60% ocorreram na fase 2 e fase 1, com a aplicação de COV média de 25,2 e 12,9 g DQOtotal (L d)⁻¹, respectivamente. As eficiências médias de remoção de lipídeos no R1 foram de 59; 63; 67 e 67% nas fases 1, 2, 3 e 4, e não foram observadas diferenças significativas, mesmo com a aplicação de COV média de 12,9 a 26,7 g DQOtotal (L d)⁻¹ e temperaturas médias do ar de 20,1 a 24,7°C.

Para o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1 + R2), as eficiências médias de remoção de proteínas e carboidratos variaram, respectivamente, de 13 a 77% e de 65 a 92% nas fases 1 a 4 (Tabela 21), com os maiores valores ($p < 0,05$) nas fases 3 e 4. As eficiências médias de remoção de lipídeos no sistema de tratamento anaeróbio (R1 + R2) foram de 66 a 76 % e não houve diferenças significativas.

As concentrações médias de proteínas e lipídeos no efluente do decantador variaram de 25 a 256 mg L⁻¹ e de 4 a 9 mg L⁻¹, nos ensaios 1 a 8 (Tabela 22). As concentrações médias de carboidratos no efluente do decantador foram de 76 a 149 mg L⁻¹. No sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios + pós-tratamento (R1+R2+FBP+D) as eficiências de remoção de proteínas, carboidratos e lipídeos variaram, respectivamente de 14 a 91%; de 68 a 90% e de 58 a 90%, nos ensaios 1 a 8. As eficiências de remoção de proteínas e carboidratos no sistema de tratamento anaeróbio e de pós-tratamento aumentaram significativamente ($p < 0,05$) nos ensaios 5 a 8, com o tempo de operação dos reatores e maior adaptação do lodo aos componentes do afluente, possibilitando maior conversão dos carboidratos e proteínas. Assim como para os carboidratos, as maiores remoções de proteínas e lipídeos ocorreram nos reatores anaeróbios, principalmente no reator UASB (R1) Para os lipídeos houve contribuição importante, também do filtro biológico percolador.

Tabela 22. Valores médios e coeficientes de variação (cv) da carga orgânica volumétrica (COV), das concentrações de proteínas, carboidratos e lipídeos no afluente e efluentes do sistema de pós-tratamento e respectivas eficiências de remoção no filtro biológico percolador (FBP), decantador (D), e no sistema de tratamento anaeróbio e de pós-tratamento (R1+R2+FBP+D), nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaios								cv (%)	Teste F
	1	2	3	4	5	6	7	8		
COV	1,2 c	6,6 ab	5,7 ab	6,8 a	1,0 c	1,5 c	3,9 bc	7,9 a	57	18,0**
DQOtotal (L d) ⁻¹	0,9 c	3,8 b	1,9 c	3,8 b	0,8 c	1,5 c	2,1 c	5,4 a	46	26,8**
mg L ⁻¹										
R2	238 a	234 a	156 b	102 bc	44 c	44 c	53 c	34 c	82	11,7**
FBP	307 a	187 b	137 c	104 bcd	39 cd	48 cd	45 cd	27 d	88	12,7**
D	256 a	155 b	141 b	106 c	33 c	37 c	39 c	25 c	75	17,8**
Proteínas										
FBP	-	20 -	-	-	-	-	-	-	-	-
D	16 -	17 -	-	-	-	23	13	-	-	-
(%)										
FBP+D	-	31 a	8 b	-	24 a	21 a	23 a	26 a	169	3,8*
Sistema	14 c	59 b	26 c	22 c	77 ab	76 ab	72 ab	91 a	35	15,6**
mg L ⁻¹										
R2	74 b	148 a	146 a	56 bc	49 bc	24 c	101 ab	66 bc	63	10,0**
FBP	199 a	110 a	162 a	87 a	138 a	123 a	124 a	92 a	64	2,2*
D	149 a	110 a	128 a	100 a	107 a	95 a	90 a	76 a	77	0,9ns
Carboidratos										
FBP	-	26 -	-	-	-	-	-	-	-	-
D	28,5 a	-	26,5 a	-	25,3 a	23,9 a	30,1 a	19,0 a	216	2,0ns
(%)										
FBP+D	-	25	-	-	-	-	-	-	-	-
Sistema	64 b	68 b	78 ab	75 ab	90 a	85 a	86 a	83 a	23	2,6*
mg L ⁻¹										
R2	23 a	19 a	8 b	4 b	17 a	5 b	18 a	19 a	110	2,6*
FBP	9 ab	4 b	10 a	6 ab	6 ab	4 b	10 a	10 a	62	4,4**
D	7 ab	4 b	5 b	4 b	4 b	4 b	9 a	5 ab	56	3,6*
Lipídios										
FBP	59	77	-	-	64	20	44	47	-	-
D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(%)										
FBP+D	57 ab	64 a	23 b	42 ab	65 a	26 b	49 ab	65 a	48	4,5**
Sistema	89 a	85 a	88 a	79 ab	90 a	58 b	88 a	86 a	21	4,3**

c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade.

5. 5 Produção e composição de biogás

Os valores médios do percentual de CH₄ no biogás no R1 e R2 foram de 73,6; 80,6; 82,4; 77,5 e 77,2% e de 70,5; 75,9; 82,1; 77,7 e 77,1%, na partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 23). Os maiores valores médios do percentual de CH₄ no biogás, de 82,4 e 82,1% foram observados na fase 2, com aumento da COV no R1 para 25,2 g DQO_{total} (L d)⁻¹, e com temperatura média do ar de 22,5°C.

TABELA 23. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c v) da percentagem de metano (CH₄) no biogás, das produções diárias e volumétricas de CH₄ e das produções específicas de CH₄ em relação à DQO adicionada e removida, obtidos durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com o reator UASB (R1) e o filtro anaeróbio (R2), na partida e fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Tratamentos								CV (%)	Teste F
		Partida	1	2	3	4					
COV (g DQO _{total} (L d) ⁻¹)	R1	9,2 b	12,9 b	25,2 a	26,0 a	26,7 a	60	10,5**			
	R2	2,6 a _b	4,8 a	4,4 a	2,1 b	4,4 a	81	4,2**			
% CH ₄	R1	73,7 d	80,6 b	82,4 a	77,5 c	77,2 c	4	50,1**			
	R2	70,5 c	75,9 b	82,1 a	77,7 b	77,1 b	7	28,3**			
Produção volumétrica de metano (Nm ³ CH ₄ (m ³ d) ⁻¹)	R1	0,240 c	0,651 b	0,793 ab	0,798 ab	0,931 a	43	27,3**			
	R2	0,029 c	0,202 a	0,122 b	0,160 b	0,217 a	52	33,5**			
	R1+R2	0,160 c	0,503 b	0,568 b	0,572 b	0,678 a	41	32,4**			
Produção específica de CH ₄ adicionada (Nm ³ CH ₄ (kg DQO) ⁻¹)	R1	0,059 a	0,065 a	0,055 a	0,054 a	0,047 a	99	1,1ns			
	R2	0,012 d	0,061 b	0,036 c	0,086 a	0,066 b	67	26,1**			
	R1+R2	0,064 a	0,074 a	0,059 a	0,059 a	0,053 a	95	1,3ns			
Produção específica de CH ₄ removida (Nm ³ CH ₄ (kg DQO) ⁻¹)	R1	0,094 a	0,083 a	0,066 a	0,061 a	0,054 a	105	2,8ns			
	R2	0,019 a	0,091 a	0,124 a	0,202 a	0,253 a	-	1,1ns			
	R1+R2	0,070 a	0,086 a	0,072 a	0,063 a	0,061 a	100	1,4ns			

c..v. – coeficiente de variação (%), R1- reator UASB; R2-filtro anaeróbio, N- condições normais de temperatura e pressão na CNTP.

c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade

Os valores médios da produção volumétrica de metano no R1 aumentaram significativamente (p<0,01) de 0,240 N m³ CH₄ (m³ d)⁻¹ para 0,651; 0,793; 0,789 e 0,931 N m³ CH₄ (m³ d)⁻¹ da partida para as fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente, em virtude dos aumentos da COV (Tabela 23 e Figura 38).

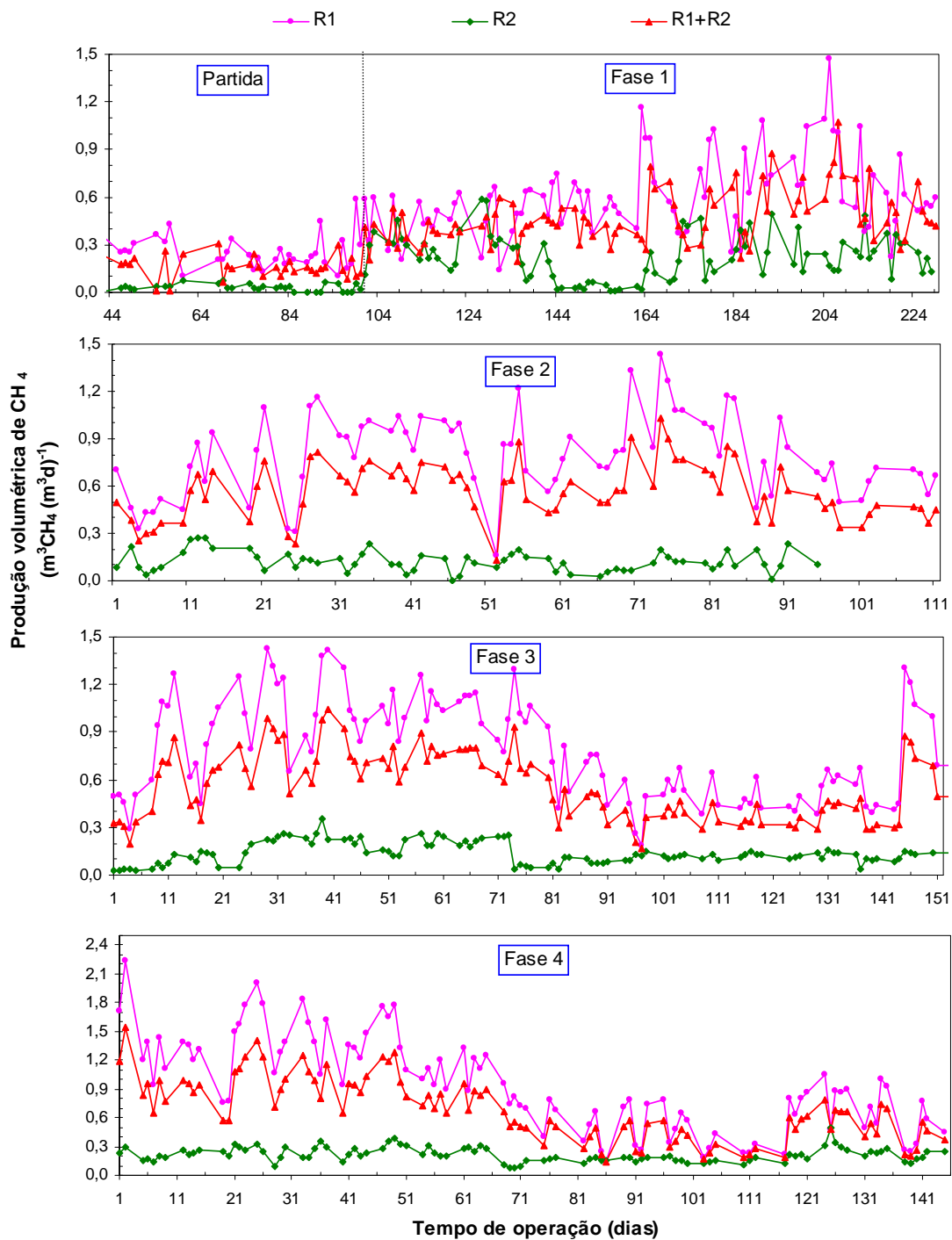


FIGURA 38. Produção volumétrica de metano no reator UASB (R1), filtro anaeróbico (R2) e sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios (R1+R2), na partida e fases 1, 2, 3 e 4.

As produções volumétricas de metano no R2 foram de 0,029; 0,202; 0,122; 0,160 e 0,217 N m³ CH₄ (m³ d)⁻¹, durante a partida e as fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e os maiores valores (p<0,05) ocorreram nas fases 1 a 4.

Para o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2), as produções volumétricas médias de metano foram crescentes da partida, com 0,160 N m³ CH₄ (m³ d)⁻¹, até a fase 4, quando foi obtido o maior valor (p<0,05), de 0,678 N m³ CH₄ (m³ d)⁻¹ (Tabela 23). Na fase 4, as produções volumétricas de metano decresceram com o tempo de operação (Figura 39), em virtude da diminuição acentuada da temperatura a partir dos 65 dias de operação (Figura 15). Na fase 3, a diminuição da produção volumétrica de CH₄, a partir dos 75 dias de operação (Figura 39), pode ser atribuída ao decréscimo acentuado da DQOdiss (1,2 μ m) do afluente (Figura 25). As produções específicas de metano em relação à DQO adicionada e removida, foram baixas para o conjunto de reatores anaeróbios em dois estágios (R1+R2) de 0,064; 0,074; 0,059; 0,059 e 0,053 Nm³CH₄ (kg DQO_{total})⁻¹ e de 0,070; 0,086; 0,072; 0,063 e 0,061 Nm³ CH₄ (kg DQO_{total})⁻¹, respectivamente, na partida e fases 1, 2, 3 e 4. Isto pode ser atribuído às perdas de metano (dissolvido no efluente e no separador de fases) e alta retenção de SSV na manta de lodo, dos quais parte é hidrolisada e outra parte é descartada com o lodo excedente ao final de cada fase. As produções específicas de metano não aumentaram da partida para a fase 4, como observado para a produção volumétrica de metano.

As produções específicas de metano em relação à DQO removida foram maiores no R2 e variaram de 0,0190 a 0,253 Nm³CH₄ (kg DQO_{total})⁻¹, da partida a fase 4, com a aplicação das COV variando de 2,1 a 4,8 g DQO_{total} (L d)⁻¹, idicando melhores taxas de conversão, em virtude dos menores tamanhos de sólidos orgânicos procedentes do R1.

5.6 pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais.

Os valores médios do pH do afluente variaram de 6,0 a 6,5. As maiores variações de pH (c.v. de 10 %) ocorreram no ensaio 1 (Figura 39 e Tabela 24).

Os valores médios de pH observados no efluente do R1 e R2 aumentaram para 7,1; 7,4; 7,1; 7,1 e 7,1 e de 7,3; 7,5; 7,2; 7,3 e 7,1, respectivamente, na partida e fases1,

2, 3 e 4.

A faixa ótima de pH para o desenvolvimento das metanogênicas é de 6,6 a 7,4; embora possa se conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa de 6,0 a 8,0. Portanto os valores de pH do efluente do R1 e R2 estiveram dentro da faixa ótima de pH recomendada, com produção estável de metano nas fases.

TABELA 24. Valores médios e os respectivos coeficientes de variação (c.v. em %), da carga orgânica volumétrica (COV) e do pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI), relação AI/AP e ácidos voláteis totais (AVT) do afluente e efluente, obtido no reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), durante a partida e as fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Fases								CV (%)	Teste F		
		Partida		1	2	3	4						
COV (g DQOtotal (L d) ⁻¹)	R1	9,2	b	12,9	b	25,2	a	26,0	a	26,7	a	60	10,5**
	R2	2,6	ab	4,8	a	4,4	a	2,1	b	4,4	a	81	4,2**
pH	Afluente	6,0	b	6,1	b	6,3	ab	6,0	b	6,5	a	8	4,4**
	R1	7,1	b	7,4	a	7,1	b	7,1	b	7,1	b	3	13,5**
	R2	7,3	b	7,5	a	7,2	bc	7,3	b	7,1	c	3	13,4**
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	742	ab	707	b	876	ab	936	a	756	ab	73	8,4**
	R1	898	b	1072	ab	920	b	1176	a	973	ab	31	3,6**
	R2	918	b	1165	ab	925	b	1264	a	964	b	30	6,5**
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	633	ab	576	b	635	ab	791	a	508	b	43	4,1**
	R1	203	b	243	b	256	b	421	a	340	ab	62	5,7**
	R2	118	c	254	bc	235	bc	388	a	336	ab	56	6,3**
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	109	c	131	c	241	ab	145	bc	289	a	73	8,4**
	R1	695	ab	829	a	665	ab	755	ab	632	b	31	3,4*
	R2	730	bc	911	a	690	c	876	ab	633	c	29	8,1**
AI/AP	R1	0,31	ab	0,30	b	0,40	ab	0,78	a	0,57	ab	126	3,0*
	R2	0,26	b	0,28	b	0,34	b	0,45	ab	0,60	a	65	7,5**
AVT (mg CH ₃ COOHL ⁻¹)	Afluente	679	abc	605	b	437	c	847	a	679	a	45	6,8**
	R1	157	bc	117	c	155	bc	210	ab	276	a	59	8,8**
	R2	167	abc	125	bc	115	c	194	ab	243	a	57	8,2**

c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade

Os valores médios de pH no efluente do FBP aumentaram em relação aos do efluente do R2 e foram de 7,8; 7,9; 7,9; 7,7; 7,7; 7,5; 8,0 e 7,9 e no efluente do decantador permaneceram similares com valores médios de 8,0; 7,9; 7,9; 7,7; 7,8; 7,6; 8,0 e 7,9, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente (Tabela 25).

TABELA 25. Valores médios e os respectivos coeficientes de variação (c.v. em %), da carga orgânica volumétrica (COV) e do pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI), relação Al/AP e ácidos voláteis totais (AVT) do afluente e efluente, obtidos no efluente do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaios								cv (%)	F	
	1	2	3	4	5	6	7	8			
COV (g DQOtotal (L d) ⁻¹)	FBP	1,2 c	6,6 ab	5,7 ab	6,8 a	1,0 c	1,5 c	3,9 bc	7,9 a	57	18,0**
	D	0,9 c	3,8 b	1,9 c	3,8 b	0,8 c	1,5 c	2,1 c	5,4 a	46	26,8**
pH	R2	7,6 a	7,4 ab	7,3 bc	7,1 cd	7,3 bc	7,3 bc	7,1 cd	7,0 d	3	13,4**
	FBP	7,8 ab	7,9 ab	7,9 ab	7,7 bc	7,7 abc	7,5 c	8,0 a	7,9 ab	3	7,0**
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	D	8,0 a	7,9 ab	7,9 ab	7,7 bc	7,8 abc	7,6 c	8,0 ab	7,9 ab	2	5,8**
	R2	1039 bc	1260 ab	882 c	968 bc	1468 a	1060 bc	974 bc	964 bc	28	5,4**
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	FBP	368 b	600 ab	585 ab	562 ab	767 a	276 b	839 a	844 a	46	7,9**
	D	538 c	676 ab	641 abc	577 b	805 ab	344 d	818 ab	850 a	35	7,8**
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	R2	182 b	325 ab	214 ab	256 ab	406 a	370 ab	302 ab	370 ab	55	3,1**
	FBP	80 b	144 ab	149 ab	125 ab	205 ab	77 b	278 a	237 ab	96	3,0**
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	D	107 c	153 bc	144 bc	132 bc	204 ab	88 c	204 ab	240 a	39	9,7**
	R2	887 abc	936 ab	667 bc	712 bcd	1063 a	690 cd	672 cd	594 d	26	9,0**
AI/AP	FBP	288 bc	454 b	436 b	437 ab	562 a	199 c	561 a	606 a	37	10,1**
	D	431 ab	523 a	497 a	445 ab	601 a	255 b	614 a	610 a	36	6,5**
AVT (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	R2	0,2 b	0,34 b	0,32 b	0,36 ab	0,38 ab	0,51 ab	0,52 ab	0,67 a	65	3,9**
	FBP	0,3 a	0,31 a	0,36 a	0,32 a	0,37 a	0,39 a	0,43 a	0,39 a	56	0,5ns
AVT (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	D	0,2 b	0,28 b	0,29 b	0,30 ab	0,34 ab	0,34 ab	0,35 ab	0,39 c	28	3,0**
	R2	120 cd	130 cd	91 d	138 bc	244 ab	145 bc	284 a	203 ab	54	7,5**
D	FBP	76 c	65 c	58 c	98 c	166 b	111 bc	198 a	214 a	44	14,5**
	D	79 bc	74 bc	48 c	104 bc	140 ab	105 bc	185 a	183 a	51	10,1**

c.v. – coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade

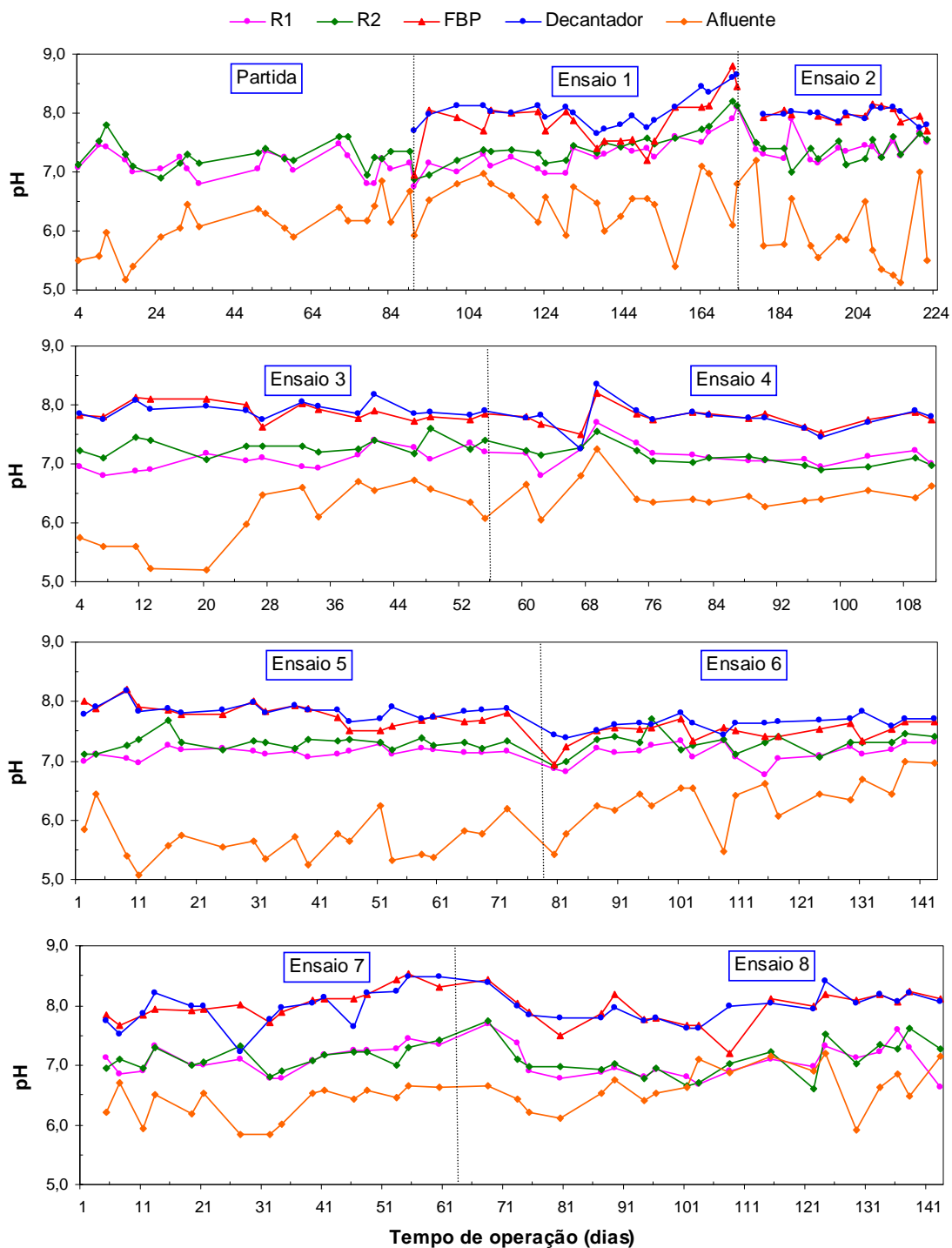


FIGURA 39. Valores de pH do afluente e efluentes dos reatores UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D), durante a partida e ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Os valores médios de alcalinidade total (AT) no afluente variaram de 707 a 936 mg L⁻¹, na partida e fases 1 a 4. Nos efluentes dos reatores R1 e R2 os valores de AT aumentaram para 898; 1072; 920; 1176 e 973 mg L⁻¹ e 918; 1165; 925; 1264 e 964 mg L⁻¹, na partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 24).

Os maiores valores de AT no efluente dos reatores R1 e R2 do que nos seus afluentes (Tabela 24) indicam que houve incremento de alcalinidade, proporcionando capacidade tampão aos reatores. O aumento da alcalinidade total (AT) ocorreu em virtude do acréscimo na concentração de bicarbonato, como pode ser observado por meio dos aumentos acentuados dos valores médios da alcalinidade parcial (AP) nos efluentes do R1, de 632 a 829 mg L⁻¹, e do R2, de 633 a 911 mg L⁻¹, em relação à do afluente, de 109 a 289 mg L⁻¹ (Figura 40). A alcalinidade intermediária (AI), proporcionada pelos ácidos graxos voláteis, diminuiu no afluente, de 508 a 791 mg L⁻¹ no afluente para 203 a 421 mg L⁻¹ e 118 a 388 mg L⁻¹ nos efluentes do R1 e do R2, respectivamente, indicando o consumo destes ácidos, principalmente no R1.

Os valores médios da relação AI/AP variaram de 0,30 a 0,78 e de 0,26 a 0,60, no R1 e R2, respectivamente. De acordo com RIPLEY et al. (1986), valores da relação AI/AP superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia. Segundo FORESTI (1994), é possível ocorrer estabilidade no processo de digestão anaeróbia com valores diferentes de 0,3; sendo prudente a verificação para cada caso em particular, o que ocorreu em alguns ensaios no R1 e no R2, sem comprometer a estabilidade dos valores de pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais.

Os valores médios de AT, AP e AI no efluente do FBP diminuíram para 276 a 839 mg L⁻¹; 199 a 606 mg L⁻¹ e 77 a 278 mg L⁻¹, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8. No efluente do decantador, na maioria dos ensaios, os valores médios de AT, AP e AI tiveram pequeno aumento para 344 a 850 mg L⁻¹; 255 a 614 mg L⁻¹ e de 88 a 240 mg L⁻¹, respectivamente. O consumo de AT, AP e AI no sistema de pós-tratamento composto pelo FBP e o decantador foi de 531; 585; 240; 391; 663; 719; 156 e 113 mg L⁻¹, de 456; 413; 170; 267; 461; 435; 58 e zero mg L⁻¹ e de 76; 172; 70; 124; 202; 282; 98 e 129 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente (Tabela 26 e Figura 41).

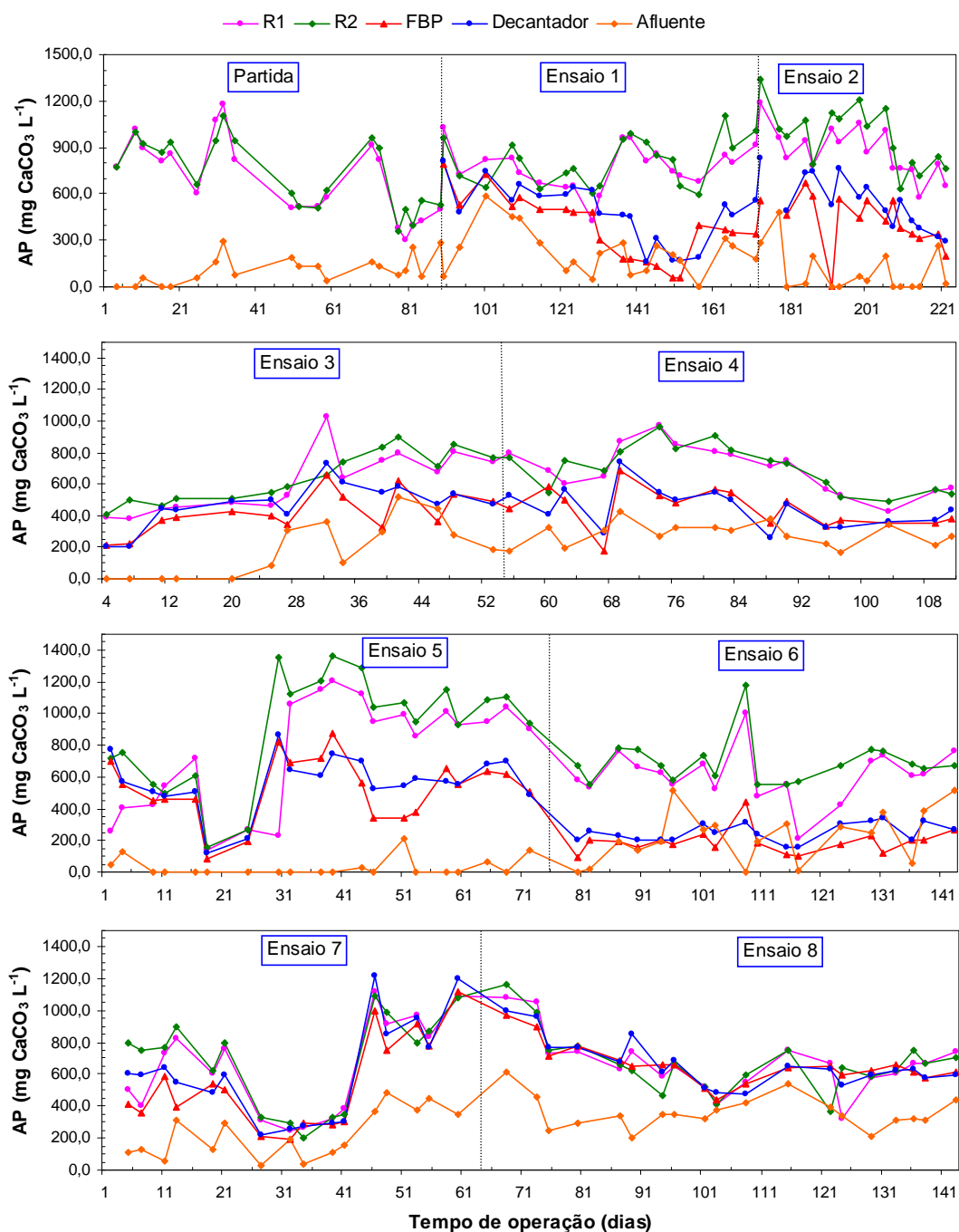


FIGURA 40. Alcalinidade parcial (AP) no afluente e nos efluentes do reator UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador, durante a partida e ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

TABELA 26. Valores médios do consumo da alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) no sistema de pós-tratamento, composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e o decantador (D), nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaio								cv (%)	F	
	1	2	3	4	5	6	7	8			
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	FBD	701 ab	661 ab	296 c	406 bc	700 ab	784 a	134 c	119 c	56	14,4**
	FBP+D	531 ab	585 ab	240 cd	391 bc	663 ab	719 a	156 cd	113 d	55	13,9**
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	FBD	10 b	181 ab	65 b	131 ab	201 ab	293 a	117 ab	132 ab	102	2,8**
	FBP+D	76 b	172 ab	70 b	124 ab	202 ab	282 a	98 b	129 ab	105	3,1**
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	FBD	599 a	482 a	231 b	275 b	500 a	491 a	111 c	-	105	3,1**
	FBP+D	456 ab	413 ab	170 cd	267 bc	461 a	435 ab	58 d	-	58	19,3**

c.v. - coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade

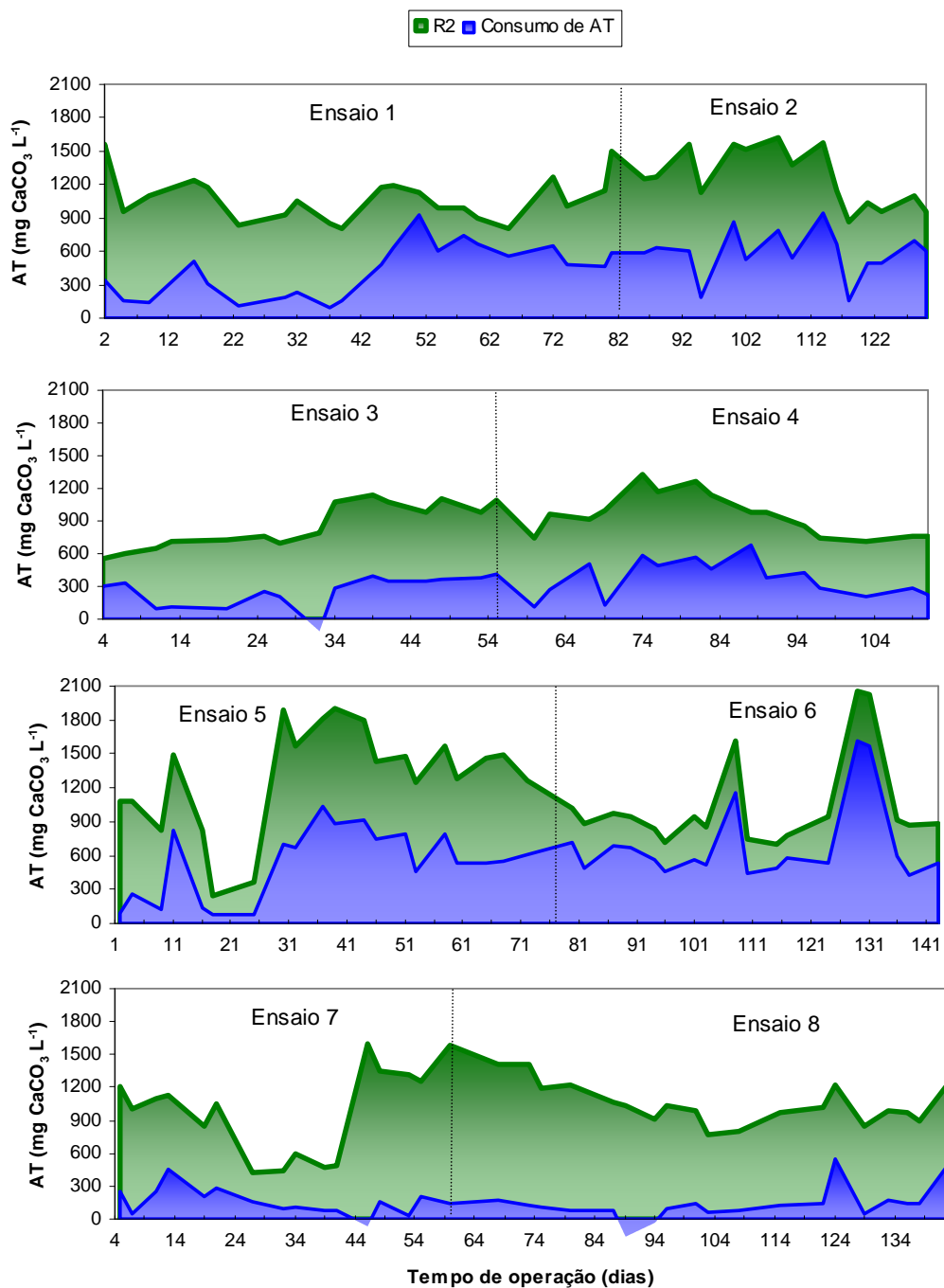


FIGURA 41. Alcalinidade total (AT) no efluente do R2 e consumo de AT no FBP e decantador, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Os maiores ($p < 0,05$) consumos de AT e AP no FBP, destinados a nitrificação, foram observados nos ensaios 1, 2, 5 e 6 (Tabela 26 e Figura 41) nos quais foram

aplicadas COV no FBP, de 1,2; 6,6; 1,0 e 1,5 g DQOtotal (L d)⁻¹. Nos ensaios 7 e 8, ocorreram os menores ($p < 0,05$) consumos de AT e AP (Tabela 26 e Figura 42) em virtude do aumento da COV no FBP e das baixas temperaturas médias do ar observadas no período, de 21,2 e 19,5 °C, respectivamente, diminuindo a atividade nitrificante no biofilme.

Segundo VICTORIA (2006), não existe um consenso a respeito dos valores a partir dos quais a alcalinidade começa a ser limitante para a nitrificação, porém alguns relatos indicam que pode ser com valores menores que 100 mg CaCO₃ L⁻¹. De acordo com a EPA (1975) citada por VICTORIA (2006), são necessários 7,07 mg CaCO₃ L⁻¹ para oxidar 1 mg de nitrogênio amoniacal até nitrato. Portanto, de acordo com os valores médios de AT apresentados nas Tabelas houve alcalinidade suficiente para oxidar de 125 a 208 mg L⁻¹ de N-am., mas foram consumidas AT equivalente a oxidação de 17 e 111 mg L⁻¹ de N-am.

Os valores de ácidos voláteis totais foram de 679; 605; 437; 847 e 679 mg L⁻¹, na partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente. No efluente do R1 e R2 foram observadas concentrações médias de AVT de 117 a 276 mg L⁻¹ e de 115 a 243 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 24 e Figura 42) e estão na faixa de valores recomendada por GIRARDI (2003), de 50 a 500 mg L⁻¹, para que exista estabilidade no processo anaeróbio.

As relações AVT/AT no R1 foram de 0,17; 0,11; 0,17; 0,17 e 0,28, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Segundo SANCHÉZ et al. (2005) a relação de AVT/AT pode ser utilizada para determinar a estabilidade do processo anaeróbio, pois valores acima de 0,3 a 0,4 favorecem a acidificação do sistema, o que não ocorreu nas fases do experimento.

Os valores médios de AVT no efluente do FBP de 76; 65; 58; 98; 166; 111; 198 e 214 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente, foram menores que os observados no afluente (efluente do R2) em virtude da conversão aeróbia no FBP, exceto no ensaio 8 (Figura 42). Os maiores ($p < 0,05$) valores médios de AVT no efluente do FBP ocorreram nos ensaios 7 e 8, quando a temperatura média do ar decresceu acentuadamente e as COV aumentaram.

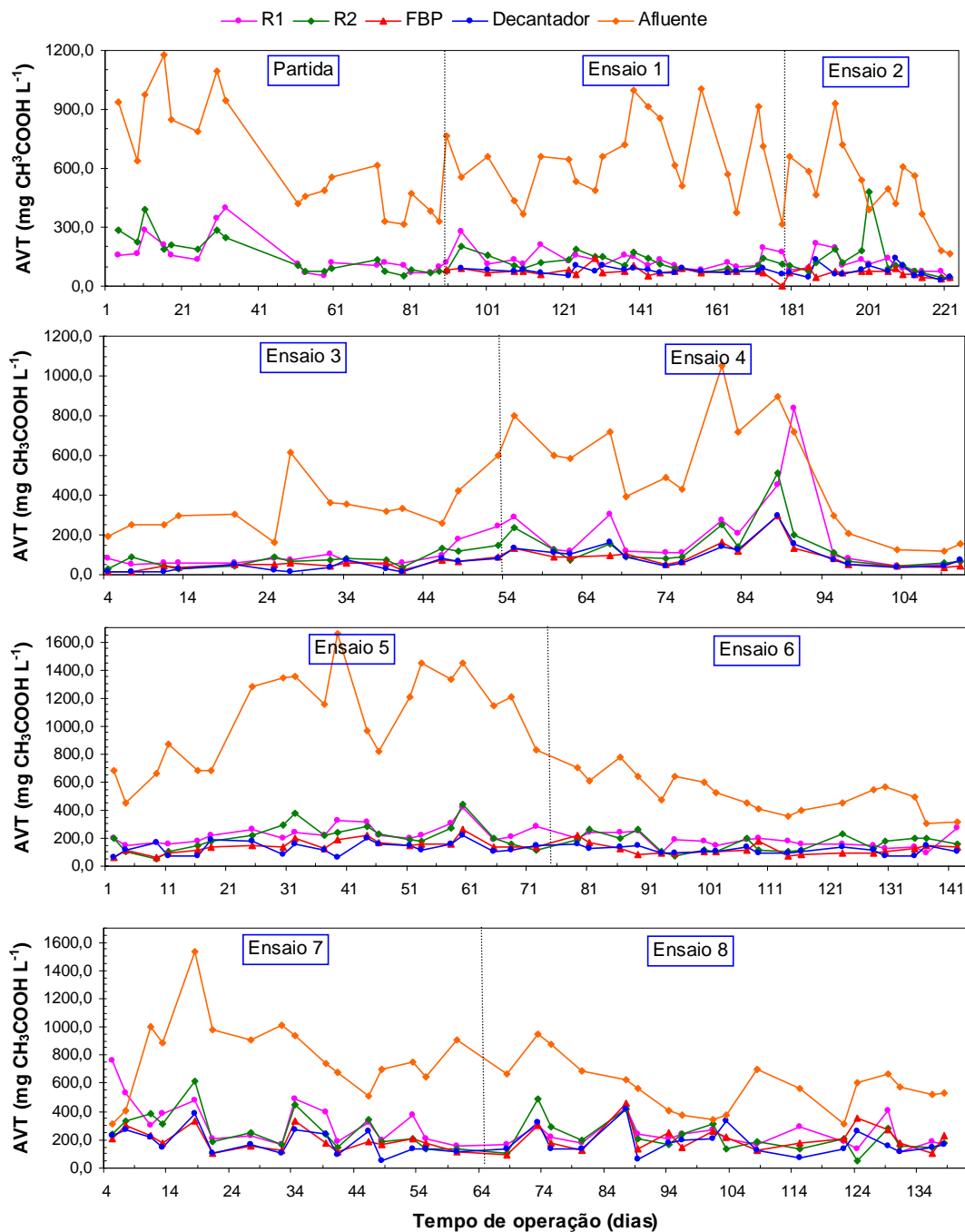


FIGURA 42. Concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente e efluentes do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D) durante a partida e ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

5.7 Sólidos totais e voláteis do lodo.

Nas Tabelas 27 e 28 estão apresentados os valores médios das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) do lodo ao longo da manta de lodo do R1 e do lodo intersticial ao longo do leito fixo do R2, obtidos das amostras retiradas nos pontos de coleta de equidistantes, da região superior, ponto 5 (P5), até a base do reator, ponto 1 (P1).

TABELA 27. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c.v.) da concentração de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), em $g L^{-1}$, e da relação SV/ST do lodo da manta do reator UASB (R1) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios, na partida e fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros	Fases					CV (%)	Teste F	
	Partida	1	2	3	4			
P1	ST	39,5 c	58,3 b	62,0 b	64,0 b	82,0 a	19	14,2**
	SV	30,7 b	40,0 b	42,3 b	42,8 b	57,8 a	30	6,1**
	SV/ST	0,79 a	0,68 a	0,68 a	0,66 a	0,69 a	15	1,5ns
P2	ST	40,3 c	43,7 c	55,0 bc	59,2 b	73,6 a	23	12,0**
	SV	34,7 b	33,4 b	41,0 ab	40,9 ab	53,3 a	32	4,7**
	SV/ST	0,86 a	0,76 ab	0,75 ab	0,69 b	0,69 b	12	5,4**
P3	ST	2,9 c	4,4 c	42,3 b	57,2 a	69,0 a	31	58,7**
	SV	2,2 c	3,1 c	29,3 b	40,6 a	45,7 a	24	96,5**
	SV/ST	0,74 a	0,70 a	0,70 a	0,71 a	0,68 a	10	0,8ns
P4	ST	2,5 c	4,2 c	11,7 bc	51,8 a	25,4 b	61	28,2**
	SV	1,9 c	3,1 c	8,7 bc	34,9 a	18,0 b	70	20,0**
	SV/ST	0,75 a	0,71 a	0,73 a	0,67 a	0,69 a	13	1,2ns
P5	ST	2,4 b	3,7 b	5,5 b	21,5 a	4,1 b	105	11,4**
	SV	2,0 b	2,1 b	3,8 b	14,2 a	2,8 b	98	12,8**
	SV/ST	0,80 a	0,62 b	0,69 ab	0,67 ab	0,71 ab	16	2,6*

P1 – ponto 1 (inferior); P2 – ponto 2; P3 – ponto 3; P4 – Ponto 4; P5 – ponto 5 (superior).

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$); p-probabilidade

As concentrações médias dos sólidos totais (ST) do lodo variaram de 39,5 a 82,0 $g L^{-1}$; de 40,3 a 73,6 $g L^{-1}$; de 2,9 a 69,0 $g L^{-1}$; de 2,5 a 51,8 $g L^{-1}$ e de 2,4 a 21,5 $g L^{-1}$ da base (P1) até a região superior (P5) da manta do R1 (Tabela 27) e de 31,6 a 53,8 $g L^{-1}$; de 2,9 a 38,4 $g L^{-1}$; de 1,3 a 39,5 $g L^{-1}$; de 0,77 a 36,2 $g L^{-1}$ e de 1,0 a 32,3 $g L^{-1}$, do P1 ao P5 no R2 (Tabela 28), na partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Os maiores valores de SV foram observados no lodo das camadas inferiores (P1), em virtude da estratificação proporcionada pela mistura proveniente do escoamento ascendente e da produção de biogás (Figura 43).

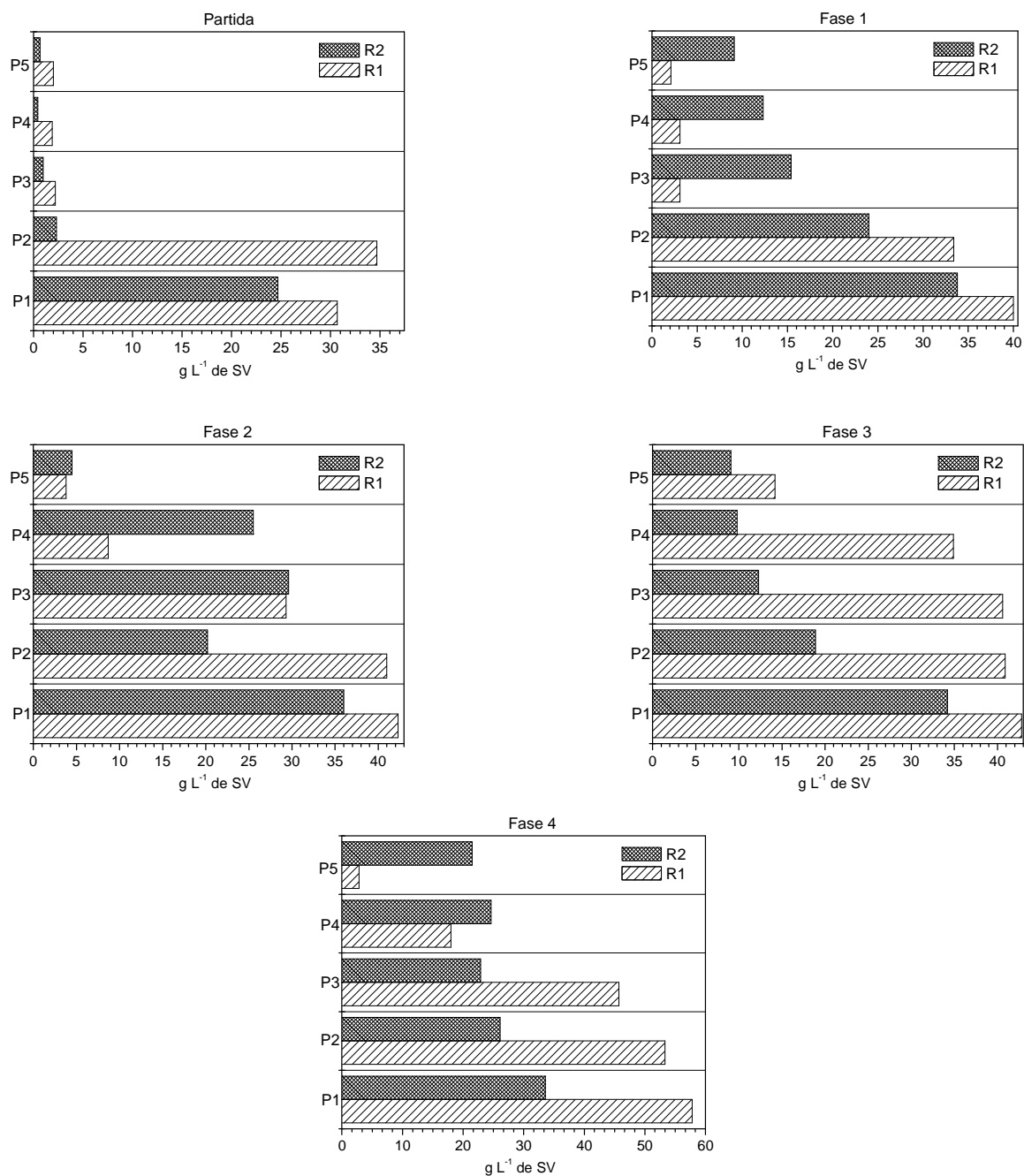


Figura 43. Concentração média de sólidos voláteis (SV) do lodo da manta, obtida de amostras retiradas nos pontos de coleta equidistantes, da base (P1), até o topo (P5), do reator (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), na partida e fases 1, 2, 3 e 4.

Os valores de SV aumentaram significativamente ($p < 0,05$) com o tempo de operação, ao longo de toda a altura do R1 e R2, e foram influenciados pelo aumento da COV e propiciados pelo crescimento contínuo de biomassa microbiana e pela retenção de SSV do afluente.

A relação SV/ST do lodo do R1 variou de 0,66 a 0,79 no P1, de 0,69 a 0,86 no P2, de 0,68 a 0,74 no P3, de 0,67 a 0,75 no P4 e de 0,62 a 0,80 no P5 (Tabela 27). No R2 a relação SV/ST variou de 0,63 a 0,78 no P1, de 0,67 a 0,79 no P2, de 0,65 a 0,75 no P3, de 0,58 a 0,77 no P4 e de 0,55 a 0,69 no P5 (Tabela 28). As altas relações SV/ST evidenciam a predominância de matéria orgânica no lodo, e conseqüentemente a presença de microrganismos, considerando-se as altas conversões de DQO à metano observadas no R1 e R2. (OLIVEIRA, 1997).

TABELA 28. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c.v.) da concentração de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), em $g L^{-1}$, e da relação SV/ST do lodo dos interstícios do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, na partida e fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Fases								CV (%)	Teste F		
		Partida	1	2	3	4							
P1	ST	31,6	b	47,0	a	52,0	a	50,3	a	53,8	a	19	7,1**
	SV	24,7	b	33,8	ab	36,0	a	34,2	a	33,6	ab	21	2,9*
	SV/ST	0,78	a	0,72	ab	0,69	ab	0,68	ab	0,63	b	13	3,7**
P2	ST	2,9	c	34,3	ab	27,9	b	28,5	b	38,4	a	26	25,3**
	SV	2,3	c	24,0	ab	20,2	b	18,9	b	26,1	a	27	21,5**
	SV/ST	0,79	a	0,70	ab	0,72	ab	0,67	b	0,69	ab	9	2,9*
P3	ST	1,3	c	22,9	b	39,5	a	18,3	b	35,8	a	30	35,7**
	SV	0,97	d	15,4	c	29,6	a	12,3	c	22,9	b	28	45,6**
	SV/ST	0,72	a	0,68	a	0,75	a	0,65	a	0,66	a	18	1,6ns
P4	ST	0,77	c	16,4	b	33,3	a	15,3	b	36,2	a	37	28,7**
	SV	0,44	c	12,3	b	25,5	a	9,8	b	24,6	a	39	27,2**
	SV/ST	0,58	b	0,70	ab	0,77	a	0,64	b	0,68	ab	14	5,8**
P5	ST	1,0	c	12,1	b	6,7	b	12,9	b	32,3	a	84	11,2**
	SV	0,65	c	9,09	b	4,48	b	9,10	b	21,5	a	79	11,8**
	SV/ST	0,55	a	0,68	a	0,64	a	0,69	a	0,67	a	19	1,6ns

P1 – ponto 1 (inferior); P2 – ponto 2; P3 – ponto 3; P4 – Ponto 4; P5 – ponto 5 (superior).

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$); p-probabilidade

Segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 375, 29/08/06, para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado

será considerado estável se a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais for inferior (P1) a 0,70. Portanto, observa-se que o lodo estável foi obtido com maior tempo de operação (fases 3 e 4) e encontram-se principalmente na região inferior (P1) e superior (P5) do R1 e intermediária (P3 e P4) e superior (P5) do R2, nas fases 1, 2, 3 e 4; e no lodo de todo o perfil do R1 e R2, nas fases 3 e 4, quando seria adequado o descarte do lodo excedente para a reutilização na agricultura, atendendo ao limite de 0,70 para a relação SV/ST.

Os valores médios das taxas de carregamento orgânico no lodo (TCL) no reator UASB foram de 0,82; 1,96; 1,84; 0,94 e 1,44 g DQO_{total} (g SV d)⁻¹, na partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente e diferiram significativamente (p<0,01), com os maiores valores (p<0,05) nas fases 1 e 2 e os menores na partida e fase 3. No filtro anaeróbio de fluxo ascendente as TCL foram de 0,29; 0,34; 0,31; 0,24 e 0,17 g DQO_{total} (g SV d)⁻¹ (p>0,01), na partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente, (Tabela 29).

TABELA 29. Valores médios e os coeficientes de variação (c.v.) da taxa de carregamento do lodo (TCL) no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) em série durante a partida e fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Fases					CV (%)	Teste F
		Partida	1	2	3	4		
R1	TCL	0,82 b	1,96 a	1,84 a	0,94 b	1,44 ab	41	8,7**
	TRS	35,9 b	39,2 b	38,4 b	148,2 a	20,7 b	95	12,2**
R2	TCL	0,29 a	0,34 a	0,31 a	0,24 a	0,17 a	67	2,0ns
	TRS	33,7 ab	65,4 ab	19,5 b	83,1 a	20,0 b	108	5,7**

c. v. – coeficiente de variação; TRS- tempo de retenção de sólidos (d); TCL- taxa de carregamento orgânico no lodo ((gDQO (g SV d)⁻¹); Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade

A TCL, na partida de um reator anaeróbio deve ser da ordem de 0,05 a 0,15 g DQO_{total} (g SV_{lodo} d)⁻¹ e durante o regime permanente, pode atingir, de acordo com o tipo de água residuária a ser tratada, valores em torno de 2,0 g DQO_{total} (g SV_{lodo} d)⁻¹ (CHERNICHARO, 2007). Portanto os valores observados estão abaixo dos valores recomendados por CHERNICHARO (2007), exceto na partida. A aplicação de TCL acima da recomendada, na partida, não prejudicou a estabilidade do processo em termos de pH e ácidos voláteis totais e, conseqüentemente do desempenho para a

remoção de DQO, sólidos suspensos e conversão de matéria orgânica em metano.

As estimativas do tempo de retenção de sólidos (TRS) foram de 35,9; 39,2; 38,4; 148,2 e 207 d no R1 e de 33,7; 65,4; 19,5; 83,1 e 20 d no R2, na partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente e diferiram significativamente ($p < 0,05$). Os maiores valores ($p < 0,05$) de TRS de 148,2 e 83,1 d, no R1 e R2, respectivamente, foram observados na fase 3, com COV similar as das fases 2 e 4, mas com TDH maior (24 h) e com temperaturas médias do ar mais elevadas ($p < 0,05$), de 24,5°C, fatores que favoreceram o crescimento da biomassa microbiana e a retenção de SSV do afluente e, conseqüentemente, a acumulação de lodo nos reatores.

Na fase 4, com os menores valores de temperatura média do ar, de 20,1 °C e TDH de 12 h foram observados TRS menores no R1 e R2, de 20,7 e 20,0 d, do que na fase 3, respectivamente. Com as baixas temperaturas, a viscosidade do fluido no reator aumenta, diminuindo a velocidade de sedimentação do lodo, especialmente dos microrganismos dispersos (NDON & DAGUE, 1997), o que deve ter ocorrido na fase 4, intensificado pelas maiores velocidades ascensionais do líquido.

Os valores de TRS obtidos neste trabalho foram superiores ou similares aos observados por SANTANA (2008) em reator UASB tratando águas residuárias de suinocultura, os quais foram de 8,3 a 16,7 d com COV de 11 a 19 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e TDH de 14 a 28 h e de 40,7 d com COV de 26 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e TDH de 14 h, com temperatura média do ar de 20,8 °C. RAMIRES (2005) observou valores de TRS de 25,8 e 90,0 d coma aplicação de COV de 13,2 e 5,5 g DQO_{total} (L d)⁻¹, respectivamente, e de TDH de 36 h.

O TRS mínimo para o processo metanogênico é de aproximadamente 10 d para a temperatura de 35°C (NDON & DAGUE, 1997). Portanto, nas condições operacionais impostas, os valores de TRS observados no R1 e R2, na partida e nas quatro fases não foram limitantes para o estabelecimento da microbiota necessária para a conversão da matéria orgânica a metano.

5. 8 Estimativa do balanço de massa no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2).

Na Tabela 30 estão apresentados, para o reator UASB (R1), o filtro anaeróbio de

fluxo ascendente (R2) e conjunto de reatores (R1 + R2), na partida e fases 1, 2, 3 e 4, os valores médios das produções diárias de lodo e metano, juntamente com a COV, as médias diárias da DQO afluente, efluente e removida, os valores médios das porcentagens de DQO_{total} afluente e removida, convertidas em metano e a relação entre a produção de DQO-CH₄ e DQO dissolvida removida.

Os valores médios da DQO_{total} removida convertida em metano (CH₄) no R1 foram de 8,7; 16,3; 9,1; 8,5 e 9,8%; e no R2 de 5,2; 30,1; 77,6; 43,7 e 42,7% e no conjunto R1+R2 de 8,4; 17,4; 9,8; 9,3 e 11,1% durante a partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Os maiores valores médios da DQO_{total} removida convertida em metano (CH₄) foram na fase 2, no reator UASB e nas fases 3 e 4 no filtro anaeróbico de fluxo ascendente. Verificou-se que com o aumento da COV da fase 1 a 4, no reator UASB, houve decréscimo na conversão de DQO_{total} em metano. Segundo OLIVEIRA & FORESTI (2004) o aumento do TDH e temperaturas mais altas permitem maior solubilização da matéria orgânica suspensa.

Neste trabalho foram verificados valores de DQO_{total} removida convertida em CH₄ próximos aos observados por FERNANDES (2004), operando um reator anaeróbico compartimentado (ABR) no tratamento de águas residuárias de suinocultura, os quais foram 15,1; 10,6 e 9,2% para COV de 5,05; 7,81 e 10,12 g DQO_{total} (L d)⁻¹, respectivamente.

Segundo OLIVEIRA & FORESTI (2004), a produção de metano é bem menor do que a prevista com base em considerações estequiométricas, em virtude às perdas de biogás na coleta e de metano dissolvido na fase líquida, cuja concentração depende da temperatura e da pressão parcial desse gás na fase gasosa (Lei de Henry). VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) citaram que as perdas de biogás podem estar entre 20 e 50% da produção. Segundo Cakir e Stenstrom (2005) citados por SOUSA et al. (2009), o CH₄ dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios é o maior contribuinte para a emissão de gases de efeito estufa, nesta tecnologia.

TABELA 30. Estimativas das percentagens da DQO_{total} afluente e removida convertidas em metano (CH_4) e da relação entre a produção diária de metano medida (expressa em $g\ DQO-CH_4\ d^{-1}$) e a DQO dissolvida removida a partir das médias diárias de DQO afluente, efluente, removida e na forma de metano nos reator UASB (R1), no filtro anaeróbio (R2) e no conjunto de reatores (R1+R2).

Reator	TDH	COV	Afluente				Efluente				Remoção				Prod. Diária		Prod. Diária		Relação $DQO-CH_4$ por DQO dissolvida removida
			DQO_{total}	DQO_{diss}	DQO_{ss}	DQO_{total}	DQO_{diss}	DQO_{ss}	DQO_{total}	DQO_{diss}	DQO_{ss}	DQO_{total}	DQO_{diss}	DQO_{ss}	CH_4	lodo (c)	DQO_{total} removida convertida em lodo (%)	DQO_{total} removida convertida em CH_4 (%)	
(h)	(a)	(a)	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	$g.d^{-1}$	
36	9,2	2766	362,4	411	102,8	308,2	2355,0	259,6	2095,4	205,7	40,5	1,72	8,7	0,8					
24	12,90	3897,9	403,2	3494,7	701,1	92,1	609,0	3196,8	311,1	2885,7	520,8	58,5	16,3	1,7					
12	25,20	7573,2	845,4	6727,8	633,0	143,4	489,6	6940,2	702,0	6238,2	634,4	135,4	9,1	0,9					
24	26,00	7809,0	532,2	7276,8	342,0	89,1	252,9	7467,0	443,1	7023,9	638,4	59,1	8,5	1,4					
12	26,70	8332,8	988,8	7344,0	733,2	201,6	531,6	7599,6	787,2	6812,4	744,8	211,7	9,8	0,9					
17,6	2,60	411	102,8	308,2	174,6	87,0	87,6	236,4	15,8	220,6	12,2	11,9	5,2	0,8					
11,7	4,80	701,1	92,1	609,0	419,7	96,9	322,8	281,4	-	286,2	84,8	29,4	10,4	-					
5,8	4,40	633,0	143,4	489,6	567,0	124,2	442,8	66,0	19,2	46,8	51,2	108,1	163,7	2,7					
13,2	2,10	342,0	89,1	252,9	168,9	78,9	90,0	173,1	10,2	162,9	75,6	24,9	14,4	7,4					
6,6	4,40	733,2	201,6	531,6	709,2	154,2	555,0	24,0	47,4	-23,4	102,5	59,2	246,8	2,2					
47,7	9,2	2766	362,4	2403,6	174,6	87,0	87,6	2591,4	275,4	2316,0	217,9	52,4	2,0	0,8					
35,7	12,90	3897,9	403,2	3494,7	419,7	96,9	322,8	3478,2	306,3	3171,9	605,6	87,9	2,5	2,0					
1+2	17,8	25,20	7573,2	845,4	6727,8	567,0	442,8	7006,2	721,2	6285,0	685,6	243,5	3,5	1,0					
37,2	26,00	7809,0	532,2	7276,8	168,9	78,9	90,0	7640,1	453,3	7186,8	714,0	84,0	1,1	1,6					
18,6	26,70	8332,8	988,8	7344,0	709,2	154,2	555,0	7623,6	834,6	6789,0	847,3	270,9	3,6	1,0					

a- unidade: $g\ DQO\ total\ (L\ d)^{-1}$

b-cálculo: a partir da produção diária de CH_4 ($L.d^{-1}$) nas CNTP tem-se : $((produção\ diária\ de\ CH_4 \times 16) / 22,4) \times 4 = (gDQO-CH_4.d^{-1})$

c-cálculo: $SSV\ do\ efluente(g/d) / 1,48$

A relação DQO-CH₄ por DQOdiss removida foi de 0,8; 1,7; 0,9; 1,4 e 0,9; de 0,88; zero; 2,7; 7,4 e 2,2 e de 0,8; 2,0; 1,0; 1,6 e 1,0, no R1, R2 e R1+R2, para a partida e fases 1, 2, 3, e 4, respectivamente. Os maiores valores de DQO-CH₄ por DQOdiss removida no R1 e R1+R2 foram observadas nas fase 1 e 3, com os maiores TDH (24 h), e pode-se atribuir as maiores taxas de hidrólise ocorridas, por consequência dos maiores TRS observados (Tabela 38).

5.9 Teores de macronutrientes e micronutrientes no afluente e efluentes

5.9.1 Nitrogênio

As concentrações médias de NTK, N-org., N-am. observadas no afluente variaram de 657 a 1028 mg L⁻¹; de 506 a 822 mg L⁻¹ e de 151 a 252 mg L⁻¹, na partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 31). Os valores de NTK observados no afluente estão próximos aos observados por RAMIRES (2005) de 477 a 1.588 mg L⁻¹ para águas residuárias de suinocultura com média de DQOtotal de 8.390 a 26.025 mg L⁻¹.

As maiores eficiências de remoção de NTK e N-org. no R1 ($p < 0,05$), de 61, 64 e 55% e de 80, 91 e 85%, respectivamente, ocorreram nas fases 2, 3 e 4, com a aplicação das maiores COV, de 25,2, 26,0 e 26,7 g DQOtotal (L d)⁻¹. Na partida e fase 1, com a aplicação de COV de 9,2 e 12,9 g DQOtotal (L d)⁻¹ no R1, foram observadas menores eficiências de remoção de NTK e de N-org. ($p < 0,05$), de 26 e 42% e de 62 e 77%, respectivamente.

No efluente do R2 foram observadas concentrações médias de NTK de 481; 322; 341; 309 e 307 mg L⁻¹, na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 31). As eficiências médias de remoção de NTK, no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2) foram de 45; 54; 61; 71 e 55% ($p < 0,01$), na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 31). Nas fases 2, 3 e 4, no R2, não ocorreram remoções de NTK e o N-org..

TABELA 31. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c.v.em %) da carga orgânica volumétrica (COV); das concentrações de nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-am.) e nitrogênio orgânico (N-org.) no afluente e efluente; e das eficiências de remoção (E) de NTK e N-org obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) durante a partida e fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Fases								CV (%)	Teste F			
		Partida		1		2		3				4		
COV (g DQOtotal (L d) ⁻¹)	R1	9,2	b	12,9	b	25,2	a	26,0	a	26,7	a	60	10,5**	
	R2	2,6	ab	4,8	a	4,4	a	2,1	b	4,4	a	81	4,2**	
NTK mg L ⁻¹	Afluente	990	a	657	b	903	ab	1028	a	664	b	44	6,2**	
	R1	739	a	357	b	330	b	317	b	298	b	36	3,5**	
	R2	481	a	322	b	341	b	309	b	307	b	28	10,4**	
	E (%)	R1	26	c	42	bc	61	a	64	a	55	b	37	12,1**
		R2	35	-	11	-	-	-	-	-	-	-	--	--
		R1+R2	45	c	54	bc	61	ab	71	a	55	b	28	7,9**
N-org mg L ⁻¹	Afluente	826	a	506	bc	714	ab	822	a	411	c	55	3,5**	
	R1	535	a	140	b	138	bc	60	cd	57	d	69	64,0**	
	R2	273	a	96	bc	144	b	77	d	58	c	70	33,8**	
	E (%)	R1	36	c	71	b	80	ab	91	a	85	ab	25	22,9**
		R2	49	-	31	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		R1+R2	62	c	77	b	80	b	93	a	86	ab	19	12,2**
N-am mg L ⁻¹	Afluente	163	bc	151	c	189	bc	206	b	252	a	30	5,2**	
	R1	203	ab	217	ab	192	b	257	a	241	ab	30	4,1**	
	R2	208	ab	226	ab	197	b	232	ab	249	a	30	2,5*	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade

Os valores médios da concentração de nitrogênio amoniacal (N-am.) aumentaram de 163; 151; 189; 206 e 252 mg L⁻¹ no afluente, para 203, 217; 192; 257 e 241 mg L⁻¹ no efluente do R1 e para 208; 226; 197; 232 e 249 mg L⁻¹ no efluente do R2, na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente, como resultado da amonificação de N-org.. Segundo MASCARENHAS et al. (2004), a amonificação consiste na conversão, por meio da ação de bactérias heterotróficas, da matéria orgânica nitrogenada, que se encontra na forma solúvel, em amônia. Conforme constatado por OLIVEIRA (1997) e RAMIRES (2005) e também observado neste estudo, na partida e ensaios 1, 2, 3 e 4, a concentração de N-am. no efluente não aumentou proporcionalmente com a redução de N-org., indicando que a maior quantidade de N-org. ficou retida na biomassa do lodo dos reatores, principalmente no R1.

TABELA 32. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c.v.em %) da carga orgânica volumétrica (COV); das concentrações de nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-am.) e nitrogênio orgânico (N-org.) no afluente e efluente; e das eficiências de remoção de NTK, N-org e N-am. obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D), durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaios								cv (%)	Teste F	
	1	2	3	4	5	6	7	8			
COV (g DQOtotal (L d) ⁻¹)	R2	3,2 ab	6,3 a	5,7 a	2,9 ab	2,7 ab	1,4 b	4,0 ab	4,9 ab	78	4,5**
	FBP	1,2 c	6,6 ab	5,7 ab	6,8 a	1,0 c	1,5 c	3,9 bc	7,9 a	57	18,0**
	D	0,9 c	3,8 b	1,9 c	3,8 b	0,8 c	1,5 c	2,1 c	5,4 a	46	26,8**
mg L ⁻¹	R2	287 bc	358 ab	294 bc	388 a	401 a	217 c	353 ab	262 c	23	11,3**
	FBP	146 c	159 bc	159 bc	235 a	222 ab	118 c	240 a	224 ab	32	8,9**
	D	132 cd	183 ab	135 bcd	217 a	193 ab	84 d	238 a	198 a	29	14,5**
NTK	FBP	48 ab	54 a	45 ab	39 abc	44 abc	46 ab	33 bc	17 c	42	5,0**
	D	8,0 ab	-	14 ab	9 ab	11 ab	30 a	01 b	15 ab	52	5,1**
	FBP+D	53 a	48 abc	53 ab	43 bc	51 ab	60 a	31 bc	23 d	32	9,8**
	Sistema	78 ab	59 c	83 a	72 ab	84 a	85 a	64 bc	63 bc	21	6,4**
mg L ⁻¹	R2	83 b	108 b	91 b	197 a	108 bd	46 b	72 bd	46 b	79	5,8**
	FBP	44 ab	20 b	32 b	82 a	31 b	38 b	43 ab	28 b	86	4,3**
	D	23 b	33 b	15 b	73 a	26 b	13 b	42 ab	19 b	97	6,2**
N-org	FBP	51 b	80 a	66 ab	58 ab	71 a	19 c	44 ab	35 c	87	3,4**
	D	49 a	-	52 a	12 a	21 a	65 a	-	32 a	226	2,0ns
	FBP+D	70 a	65 a	78 a	59 a	31 b	20 c	33 b	46 ab	94	1,9*
	Sistema	94 a	81 a	97 a	84 a	96 a	95 a	88 a	93 a	16	2,3ns
mg L ⁻¹	R2	204 cd	249 abc	203 cd	191 cd	293 a	172 d	281 ab	216 bc	25	8,2**
	FBP	102 cd	138 c	126 cd	152 bc	190 ab	80 d	228 a	196 ab	29	17,9**
	D	109 de	149 bc	120 cde	144 bc	167 ab	71 e	205 a	179 ab	49	13,8**
N-am	FBP	48 a	44 ab	35 abc	23 bc	37 ab	51 a	18 c	15 c	53	7,5**
	D	-	-	-	05	12	11	10	8	-	-
	FBP+D	48 ab	39 abc	38 abc	26 bc	41 abc	54 a	25 c	26 bc	49	4,3**

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade.

As eficiências médias de remoção de NTK no filtro biológico percolador (FBP) foram de 48; 54; 45; 39; 44; 46; 33 e 17% (Figura 44 a 47), com a aplicação das taxas superficiais de 3,5; 10,6; 7,0; 21,1; 3,0; 9,1; 6,0 e 18 $\text{m}^2 (\text{m}^3 \text{d})^{-1}$, nos ensaios 1 a 8, respectivamente. Para o sistema de pós-tratamento (FBP+D), as eficiências médias de remoção de NTK variaram de 23 a 60%, nos ensaios 1 a 8, e contribuíram para o aumento nas eficiências médias de remoção de NTK do sistema (R1+R2+FBP+D) para valores de 59 a 85%, nos ensaios 1 a 8. As eficiências médias de remoção de N-org. no sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento variaram de 81 a 97%, nos oito ensaios.

Nos ensaios 1, 3, 5 e 6 as eficiências médias de remoção de NTK, de 78 a 85% no sistema (R1+R2+FBP+D), aproximaram-se das observadas por SANTANA (2008), de 76 a 93%, obtidas no tratamento de águas residuárias de suinocultura em dois reatores UASB seguidos de um reator em batelada sequencial aeróbio com a aplicação de COV de 11 a 26 $\text{g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$ no primeiro reator e TDH total de 40 a 72 h. Portanto, com a utilização do sistema anaeróbio composto pelo reator UASB e o filtro anaeróbio de fluxo ascendente seguidos do FBP e do decantador, com a aplicação de TDH de 62,7; 31,3; 66,6 e 47,0 h, nos ensaios 1, 3, 5 e 6, respectivamente foi possível obter eficiências de remoção de NTK similares aos observados por SANTANA (2008), sem gastos de energia para a aeração.

As eficiências médias de remoção de N-am. no sistema de pós-tratamento (FBP+D) variaram de 25 a 54%. As cargas de N-am. aplicadas no FBP foram de 723; 1796; 1391; 3340; 1719; 2493; 1673 e 4189 $\text{g N-am.} (\text{m}^2 \text{d})^{-1}$, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente. Segundo Okey & Albertson (1989) citados por VICTÓRIA (2006), com cargas de N-am. menores que 104 $\text{g N-am.} (\text{m}^2 \text{d})^{-1}$ e com temperaturas na faixa de 7 a 29°C podem ser esperadas remoções de N-am. de até 80%, indicando uma alternativa para aumentar a remoção no FBP. Portanto, as cargas de N-am. aplicadas no FBP nos oito ensaios foram muito superiores as recomendadas por Okey & Albertson (1989) citados por VICTORIA (2006), o que pode ter contribuído para as baixas eficiências de N-am. no FBP.

O decréscimo das eficiências de remoção de N-am. no FBP com o decréscimo

do TDH de 15 para 5 h, dos ensaios 1 ao 4, com a utilização dos anéis de bambu e de 17,4 para 2,9 h, dos ensaios 5 ao 8 com a utilização dos anéis de conduíte podem ter ocorrido em virtude do arraste de biofilme da região superior do FBP para as regiões inferiores. O lodo biológico presente no biofilme arrastado e acumulado nas regiões inferiores do FBP poderá decompor-se e entrar em lise celular, em virtude da baixa disponibilidade de substrato nesta região, conforme observado por VICTORIA (2006), liberando entre outros compostos, o N-org. e N-am. que aumentarão as suas concentrações no efluente. Segundo PERSON et al. (2002), a biomassa desenvolvida em um FBP é composta de um biofilme externo, de pouca consistência e baixa aderência e um biofilme interno, de maior consistência e firmemente aderido ao meio suporte. O biofilme externo é normalmente formado por populações heterotróficas, predadores, além de bactérias nitrificantes.

As concentrações médias de N-am. no efluente do FBP e do decantador diminuíram para 102; 138; 126; 152; 190; 80; 228 e 196 mg L⁻¹ e para 109; 149; 120; 144; 167; 71; 205 e 179 mg L⁻¹, nos ensaios 1 a 8, respectivamente (Tabela 32). Com esses valores as concentrações de N-am. ainda não atendem ao padrão de lançamento de efluentes, de 20 mg L⁻¹, previsto na Resolução 357 do Conselho Nacional de Meio ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2005).

As concentrações médias de nitrogênio nas formas de nitrato (N-NO₃⁻) e nitrito (N-NO₂⁻) no efluente do FBP foram de 38; 40; 29 e 41 mg L⁻¹ e de 30; 38; 29 e 31 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e com a utilização dos anéis de bambu como meio suporte no FBP (Figura 48). Com a substituição do meio suporte no FBP, nos ensaios 5, 6, 7 e 8, para anéis de conduíte, os valores de nitrato no efluente do FBP diminuíram significativamente ($p < 0,05$) para 15; 15; 9 e 6 mg L⁻¹ e os de nitrito aumentaram ($p < 0,05$) para 67; 40; 59 e 65 mg L⁻¹.

No efluente do decantador foram observados valores de nitrato e nitrito pouco inferiores aos observados no efluente do FBP, de 37; 35; 23; 40; 15; 14; 8 e 7 mg L⁻¹ e de 28; 35; 20; 29; 65; 43; 56 e 68 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente (Tabela 33).

TABELA 33. Valores médios e coeficientes de variação (c.v.) das concentrações de oxigênio dissolvido (OD), nitrato (N-NO₃⁻), nitrito (N-NO₂⁻) e nitrogênio total (NT), e das eficiências de remoção (E) de nitrogênio total (NT) obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador, durante os ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaio								CV (%)	Teste F	
	1	2	3	4	5	6	7	8			
OD mg L ⁻¹	FBP	5,0 ab	3,9 bc	3,5 c	5,0 ab	4,5 b	5,5 a	4,2 bc	4,7 ab	19	7,6**
	D	4,4 a	2,9 c	2,9 c	4,0 ab	3,9 abc	4,5 a	3,1 bc	3,4 ab	24	7,3**
Nitrito mg L ⁻¹	FBP	38 ab	40 ab	29 ab	41 a	15 c	15 c	9 c	6 c	42	27,5**
	D	37 a	35 ab	23 bc	40 a	15 cd	14 cd	8 d	7 d	46	21,9**
Nitrito mg L ⁻¹	FBP	30 b	38 b	29 b	31 b	67 a	40 b	59 a	65 a	29	20,8**
	D	28 de	35 cd	20 e	29 cde	65 a	43 bc	56 ab	68 a	29	29,7**
mg L ⁻¹	R2	287 bc	358 ab	294 bc	388 a	401 a	217 c	353 ab	262 c	23	11,3**
	FBP	215 b	23 d	216 b	307 a	304 a	173 b	308 a	260 a	25	9,3**
	D	197 bc	25 ab	178 c	286 a	274 a	142 c	303 a	261 a	26	27,3
NT	FBP	25 ab	31 a	24 ab	19 ab	21 ab	19 ab	13 ab	2 b	89	2,0ns
	D	7 -	- -	6 -	17 -	6 -	5 -	- -	- -	-	-
E (%)	FBP+D	30 ab	27 ab	37 a	24 ab	30 ab	33 a	12 b	1 c	68	5,7**
	Sistema	68 ab	45 d	78 a	63 abc	76 ab	76 ab	54 bc	49 cd	29	6,7**

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade; NT = NTK + N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻.

No efluente do FBP e do decantador foram observados concentrações de oxigênio dissolvido (OD) de 5,0; 3,9; 3,5; 5,0; 4,5; 5,5; 4,2 e 4,7 mg L⁻¹ e de 4,4; 2,9; 2,9; 4,0; 3,9; 4,5; 3,1 e 3,4 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente (Tabela 33), as quais propiciaram a nitrificação no FBP.

A relação entre os valores de OD e N-am no efluente do FBP foram de 0,049; 0,028; 0,027; 0,032; 0,023; 0,068; 0,018 e 0,024 nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente. Segundo GONÇALVES et al. (2002), a relação entre os valores de OD e N-am. para que ocorra a nitrificação devem ser de 0,3 a 0,4. Para valores da relação OD e N-am. muito baixas, o compartimento aeróbio é dominado por bactérias heterotróficas e a nitrificação não ocorre. Apesar das baixas relações OD/N-am. ocorreu nitrificação no FBP, a qual poderia ser aumentada com maior aporte de O₂ ao FBP.

Szwerinki et al (1986) citado por VICTÓRIA (2006), sugeriram que a relação entre as massas da alcalinidade e do N-am. menor que 12,1 pode ser limitante na conversão de N-am., pela diminuição da transferência de massa no biofilme. A relação entre as massas da alcalinidade total e do N-am. no FBP foram menores de 6,8; 4,8; 2,3; 2,7; 3,7; 9,8; 0,5 e 0,6, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente, o que também poderia indicar a existência de limitações na difusão da alcalinidade para a biomassa nitrificante no interior do biofilme. Contudo, a existência de estruturas especiais como espaços vazios intersticiais e canais abertos na biomassa, possivelmente facilitam a difusão da alcalinidade (VICTÓRIA, 2006). Como os remanescentes de alcalinidade no efluente do FBP foram altos, acima de 276 mg L⁻¹, houve limitação para o seu consumo na nitrificação ou não se formou biomassa nitrificante suficiente.

Observou-se aumento na AT no efluente do decantador (Tabela 25), o que pode ter ocorrido em virtude da geração de alcalinidade proporcionada pela desnitrificação heterotrófica. Segundo METCALF & EDDY (2003), são produzidas 3,57 mg de CaCO₃ L⁻¹ para a desnitrificação do N-disponível [NTK removido - (N lodo - (N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻)]].

A alcalinidade necessária para oxidar 1 g de N-am. à nitrito é de 7,07 g CaCO₃ (METCALF & EDDY, 2003). Portanto seriam necessárias 1441; 1760; 1435; 1350; 2071; 1216; 1986 e 1527 mg CaCO₃ para oxidar todo o N-am. do efluente do R2, nos

ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente. A alcalinidade disponível no efluente do R2 não seria suficiente. Como só foram oxidadas 77; 11; 72; 36; 84, 92, 53 e 20 mg L⁻¹ de N-am. no FBP, estequiometricamente a alcalinidade consumida foi de 544; 78; 509; 254; 594, 650; 378 e 141 mgCaCO₃, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente.

A maior parte do NT (NTK + N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻) removido foi imobilizada no biofilme produzido no FBP, pois as condições para a desnitrificação no FBP foram desfavoráveis, em virtude das altas concentrações de OD no efluente (Tabela 33). O oxigênio pode causar inibição na desnitrificação pela repressão das enzimas redutoras de nitrato (VICTORIA, 2006). Segundo METCALF & EDDY (2003) a desnitrificação pode ocorrer na presença de baixas concentrações de oxigênio dissolvido (0,5 mg L⁻¹). Isso porque a concentração de oxigênio no interior do biofilme pode ser menor que no meio do líquido, promovendo a desnitrificação no local.

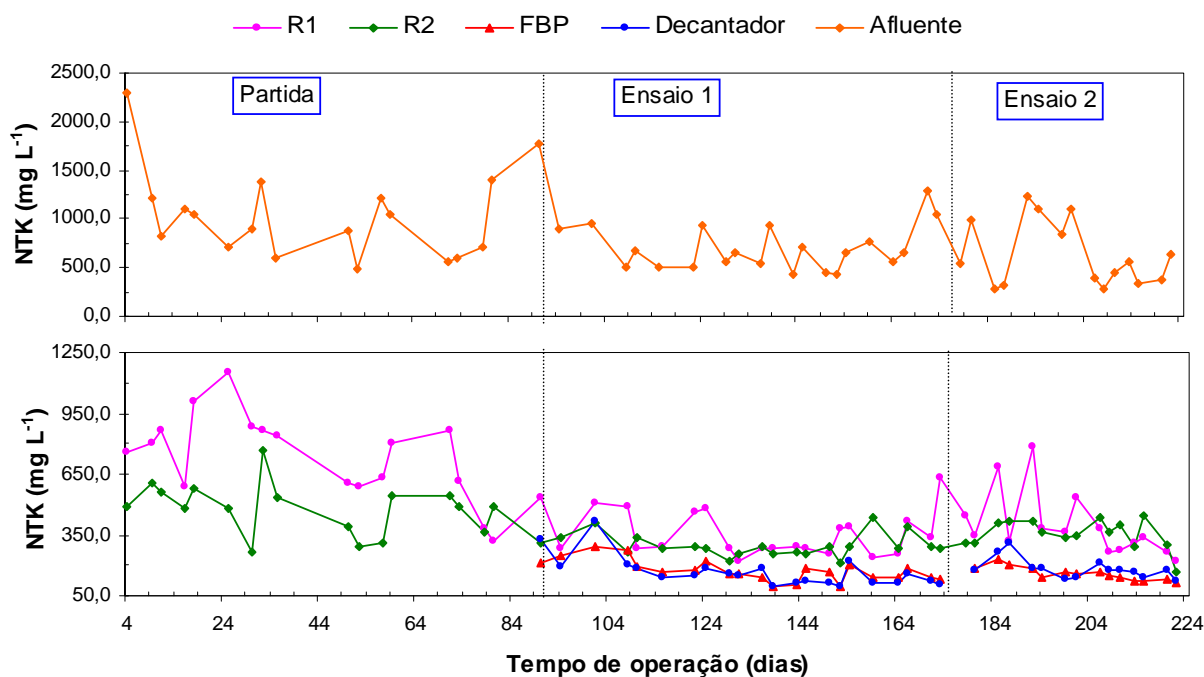


FIGURA 44. Concentrações de NTK no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) em série, obtidas na partida e ensaios 1 e 2.

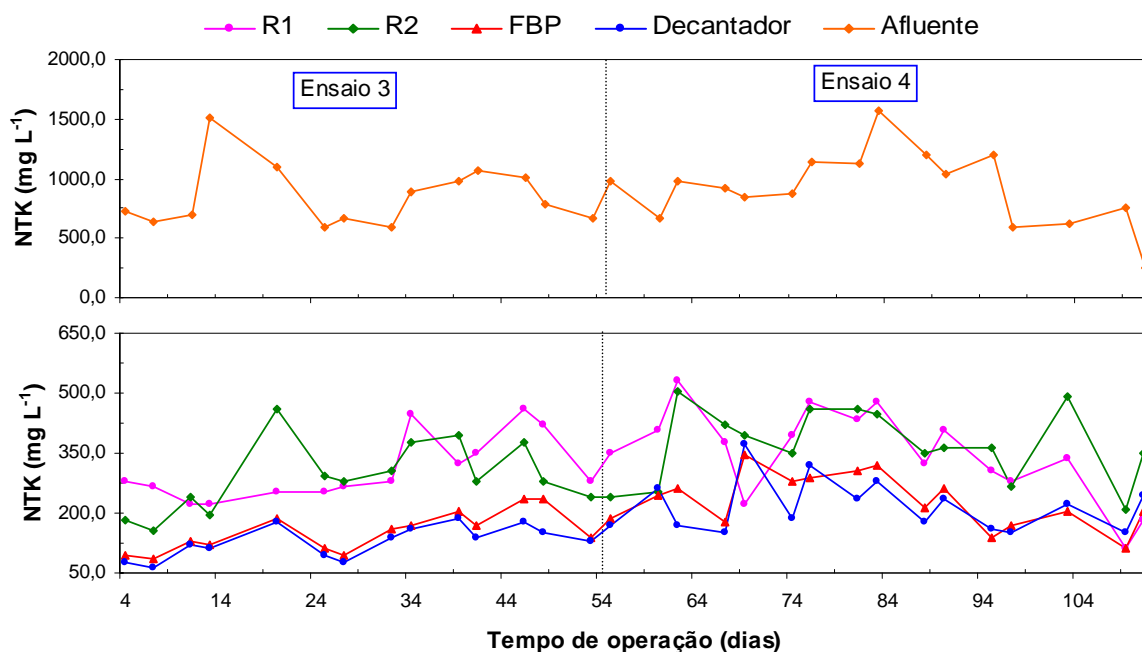


FIGURA 45. Concentrações de NTK no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) em série, obtidas nos ensaios 3 e 4.

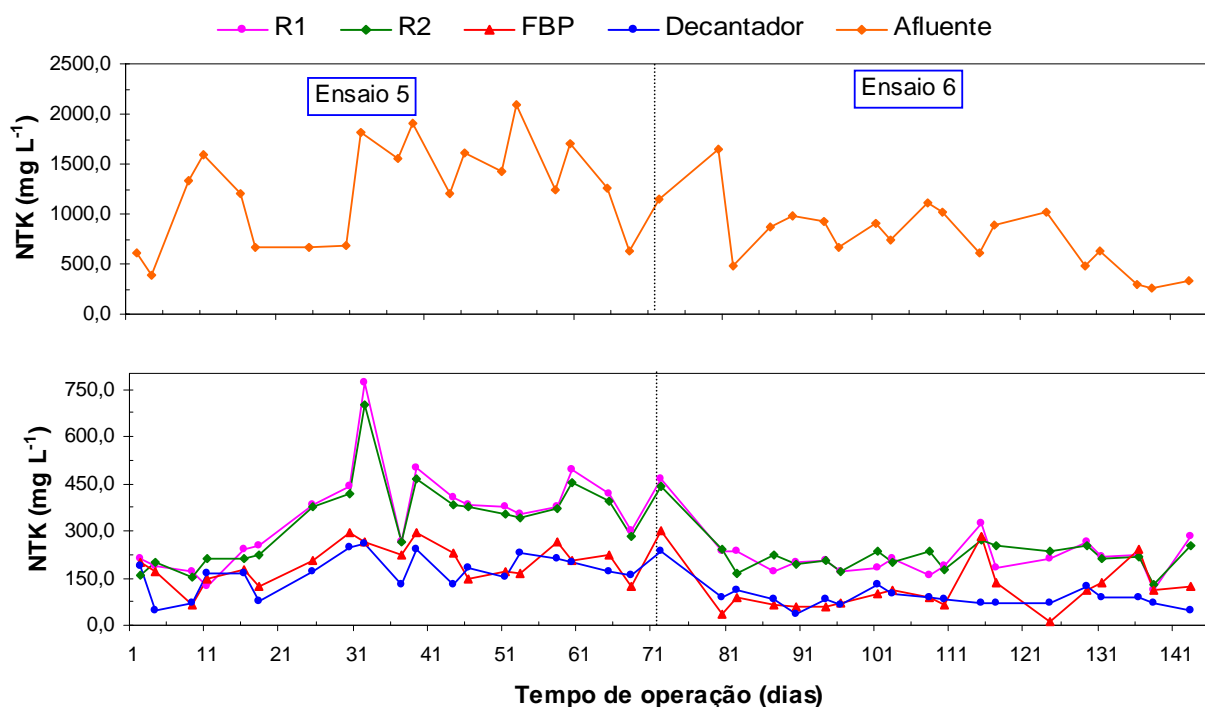


FIGURA 46. Concentrações de NTK no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) em série, obtidas nos ensaios 5 e 6.

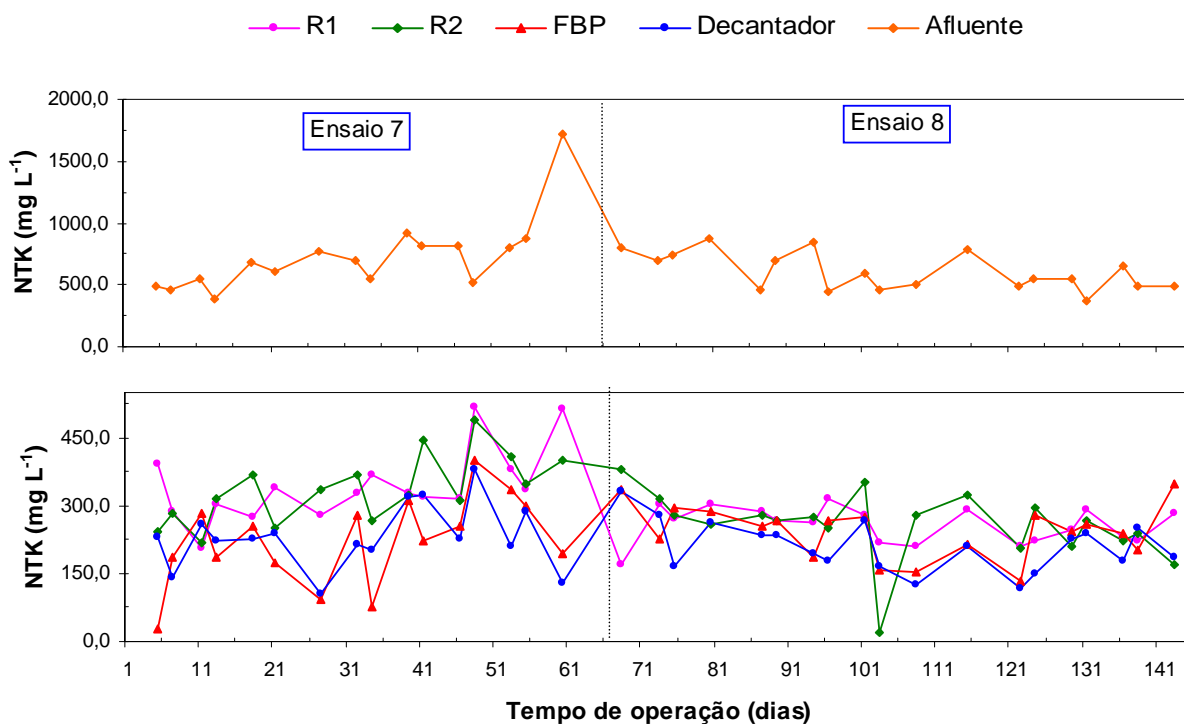


FIGURA 47. Concentrações de NTK no afluente e efluentes dos reatores UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) em série, obtidas nos ensaios 7 e 8.

No sistema de tratamento R1+R2+FBP+D, as eficiências médias de remoção de NT aumentaram, na maior parte dos ensaios, em relação ao R1+R2 (Tabela 33) e foram de 68; 45; 78; 63; 76; 76; 54 e 49%, com o TDH de 62,7; 44,7; 31,3; 22,3; 66,6; 47,0; 33,3 e 23,5 h, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente, com valores mais estáveis (coeficiente de variação de 29%). As eficiências médias de remoção de NT observadas neste trabalho, aproximaram-se das obtidas por SANTANA (2008), de 68 a 87%, tratando águas residuárias de suinocultura DQO total de 10.851 a 21.309 mg L⁻¹, em reatores UASB em dois estágios, seguidos de um reator em batelada seqüencial aeróbio, com TDH de 46 a 97 h.

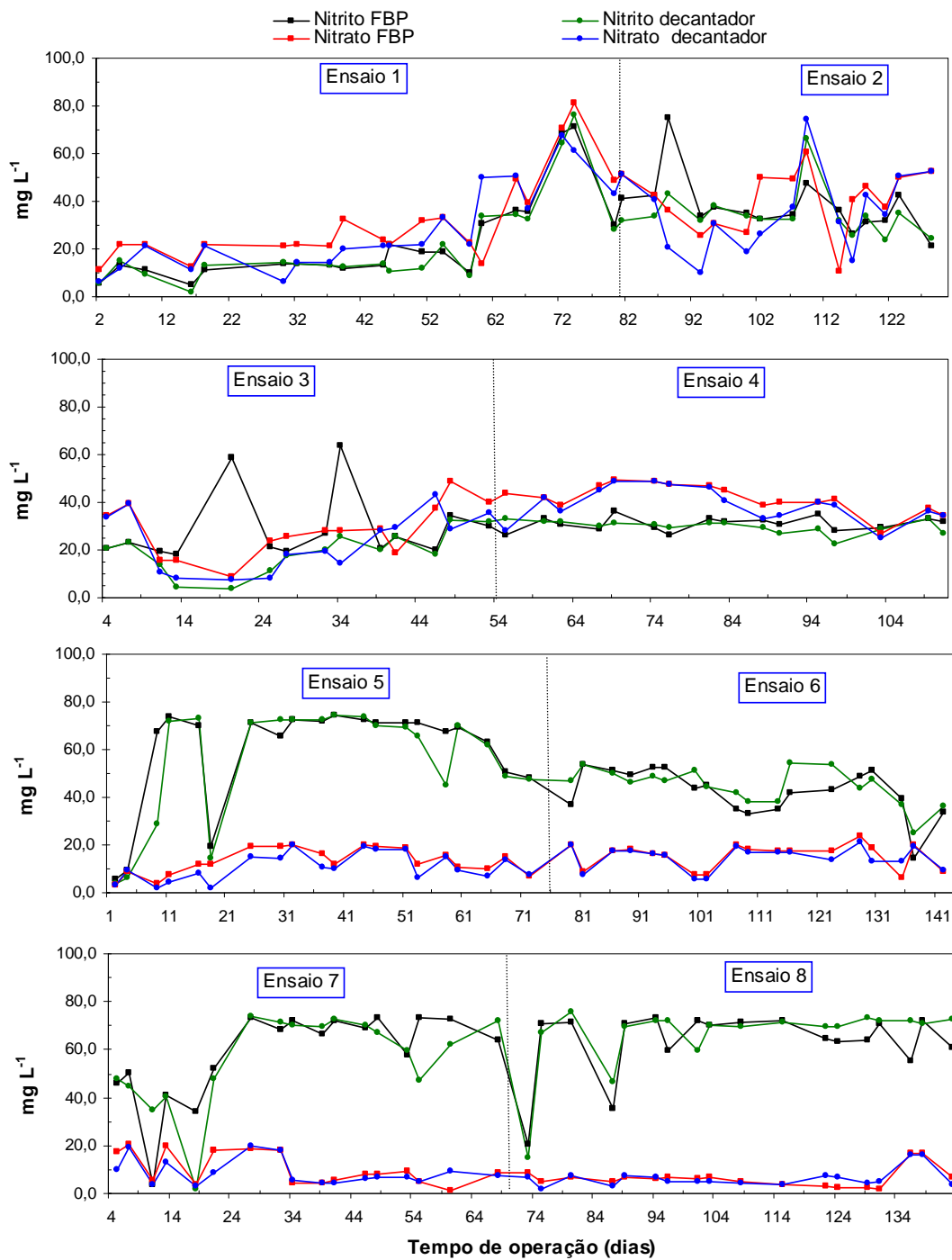


FIGURA 48. Concentrações de nitrato (N-NO_3^-) e de nitrito (N-NO_2^-) nos efluentes do filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D), obtidas nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

5.9.2 Número mais provável (NMP) de bactérias nitrificantes oxidadoras de amônia e de nitrito e NMP de bactérias heterotróficas e desnitrificantes.

O crescimento das bactérias nitrificantes oxidadoras de amônia, oxidadoras de nitrito, heterotróficas e desnitrificantes foram acompanhados por meio da determinação do número mais provável (NMP).

Nas Tabelas 34 e 35 estão apresentados os valores dos números mais prováveis (NMP) de bactérias oxidadoras de amônia, oxidadoras de nitrito, desnitrificantes e heterotróficas, no final dos ensaios 1 a 8, em amostras de biofilme retiradas de meio suporte da região intermediária da altura do filtro biológico percolador.

O número mais provável (NMP) de bactérias oxidadoras de amônia foram de $2,5 \times 10^8$; $1,5 \times 10^7$; $1,2 \times 10^7$ e $1,8 \times 10^7$ NMP g^{-1} SV no biofilme do FBP, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente e de $1,7 \times 10^5$; $9,8 \times 10^7$; $2,0 \times 10^{10}$ e $1,8 \times 10^7$ NMP NMP g^{-1} SV no biofilme do FBP, nos ensaios 5, 6, 7 e 8, respectivamente. O NMP de bactérias oxidadoras de nitrito foi menor do que os obtidos para as oxidadoras de amônia nos oito ensaios (Tabelas 34 e 35). Comportamento similar foi verificado por VICTÓRIA (2006), em biofilme de meio suporte de filtro biológico percolador utilizado no pós-tratamento de esgoto doméstico. A autora atribuiu a menor produção de energia na oxidação de nitrito (65 a 90 kJ/mol) do que na oxidação de amônia (240 a 350 kJ/mol), portanto a produção celular das bactérias oxidadoras de amônia é maior do que a das bactérias oxidadoras de nitrito.

Com os resultados de NMP de bactérias nitrificantes observou-se a existência de populações de bactérias oxidadoras de amônia e de oxidadoras de nitrito, evidenciando a rota convencional de nitrificação, ou seja, amônia sendo oxidada a nitrito e posteriormente a nitrato. Isto ocorreu com maior equilíbrio nos ensaios 1, 2, 3 e 4, conforme pode ser verificado na Tabela 33 e Figura 48. No entanto, nos ensaios 5, 6, 7 e 8, quando se utilizaram os anéis de conduite no FBP, os NMP das bactérias oxidadoras de nitrito foram muito inferiores aos obtidos nos ensaios 1, 2, 3 e 4. Como consequência, verificou-se acúmulo de nitrito nos efluentes do FBP e do decantador, em concentrações de 40 a 80 $mg L^{-1}$, e diminuição do nitrato, para valores inferiores a 20 $mg L^{-1}$ (Figura 48).

O número mais provável de bactérias desnitrificantes aumentou do ensaio 1 ao ensaio 4, de $2,4 \times 10^4$ a 25×10^9 NMP g^{-1} SV, no biofilme dos anéis de bambu do FBP. Quando se utilizaram os anéis de conduíte como meio suporte o NMP das bactérias desnitrificantes variou de $2,0 \times 10^2$ a $9,3 \times 10^8$ NMP g SV^{-1} , nos ensaios 5, 6, 7 e 8, respectivamente. No ensaio 8, com o decréscimo significativo da temperatura média do ar foi verificado o menor NMP das bactérias desnitrificantes, de $2,0 \times 10^2$ NMP g^{-1} SV. No ensaio 8 ocorreu a menor remoção de NT no FBP, de 2% (Tabela 33).

O número de bactérias heterotróficas variou de $2,2 \times 10^6$ NMP g^{-1} SV a valores superiores a 10^{15} NMP g SV^{-1} , nos ensaios 1 a 8. Os maiores NMP de bactérias heterotróficas foram observadas com a utilização dos anéis de conduíte como meio suporte no FBP.

TABELA 34. Contagem das bactérias oxidadoras de amônia, oxidadoras de nitrito, desnitrificantes e heterotróficas (em NMP g^{-1} SV) no biofilme coletado na região intermediária do filtro biológico percolador nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Bactérias	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4
Oxidadoras de amônia	$2,5 \times 10^8$	$1,5 \times 10^7$	$1,2 \times 10^7$	$1,8 \times 10^7$
Oxidadoras de nitrito	$1,2 \times 10^3$	$7,3 \times 10^4$	$4,1 \times 10^6$	$6,8 \times 10^6$
Desnitrificantes	$2,4 \times 10^4$	$3,5 \times 10^7$	$2,4 \times 10^8$	$2,5 \times 10^9$
Heterotróficas	$1,1 \times 10^7$	$1,6 \times 10^8$	$3,2 \times 10^{10}$	$4,1 \times 10^{11}$

NMP: número mais provável, SV- sólidos voláteis.

TABELA 35. Contagem das bactérias oxidadoras de amônia, oxidadoras de nitrito, desnitrificantes e heterotróficas (NMP g^{-1} SV) no biofilme coletado na região intermediária do filtro biológico percolador nos ensaios 5, 6, 7 e 8.

Bactérias	Ensaio 5	Ensaio 6	Ensaio 7	Ensaio 8
Oxidadoras de amônia	$1,7 \times 10^5$	$9,8 \times 10^7$	$2,0 \times 10^{10}$	$1,8 \times 10^7$
Oxidadoras de nitrito	$1,1 \times 10^1$	$8,0 \times 10^2$	$4,8 \times 10^2$	$2,8 \times 10^6$
Desnitrificantes	$2,1 \times 10^6$	$1,4 \times 10^6$	$9,3 \times 10^8$	$2,0 \times 10^2$
Heterotróficas	$2,2 \times 10^6$	$9,8 \times 10^{15}$	$>10^{15}$	$6,8 \times 10^{11}$

NMP: número mais provável, SV- sólidos voláteis.

Foi possível associar o NMP das bactérias heterotróficas com as remoções de lipídeos no FBP, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8. Nas fotomicrografias do biofilme, no final do ensaio 8 (Figura 49), foram encontradas gotículas de óleo dispersas na biomassa microbiana. Conforme citado por VICTORIA (2006), cada vez que o biofilme

de menor consistência é despreendido (o que ocorre frequentemente) e é arrastado para o fundo do reator, ocorre uma distribuição irregular de biomassa ao longo do FBP, o que pode ter dificultado a correlação mais estreita entre as contagens de bactérias e o desempenho do FBP.

O biofilme menos consistente arrastado do FBP foi retido pelo decantador. Durante os ensaios 1 a 4 o descarte do lodo do decantador era realizado duas vezes por semana e nos ensaios 5 a 8 os descartes eram realizados três vezes por semana. O lodo descartado era misturado ao afluente do reator UASB. As médias do volume de lodo descartado e os valores médios de ST e SV estão apresentados na Tabelas 36 e 37.

TABELA 36. Valores médios semanais do volume de lodo descartado do decantador, a sua concentração de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), e a relação SV/ST, durante a operação do decantador nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

	1	c.v.	2	c.v.	3	c.v.	4	c.v.
Volume (L)	2,2	54	4,5	19	3,9	11	4,2	8
ST (g L ⁻¹)	27,4	12	28,6	13	27,4	10	40,1	13
SV (g L ⁻¹)	16,8	10	17,6	12	19,3	11	28,9	15
SV/ST	0,61	8	0,62	5	0,70	6	0,72	8

TABELA 37. Valores médios semanais do volume de lodo descartado do decantador, sua concentração de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e a relação SV/ST, durante a operação do decantador nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

	5	c.v.	6	c.v.	7	c.v.	8	c.v.
Volume (L)	2,1	47	3,5	21	4,2	23	4,6	18
ST (g L ⁻¹)	22,4	15	28,6	18	30,4	8	48,2	6
SV (g L ⁻¹)	19,6	12	27,1	15	18,2	12	29,8	8
SV/ST	0,87	6	0,96	7	0,59	6	0,61	5

Observa-se que houve aumento de lodo retido no decantador dos ensaios 1 ao 4 e dos ensaios 5 ao 8, o que pode ter ocorrido em virtude do maior desenvolvimento do biofilme no meio suporte do FBP e o seu despreendimento provocados pelo aumento da COV no FBP. Os maiores volumes semanais de lodo coletado no decantador foram observados nos ensaios 2, 4, 6 e 8, quando houve a recirculação. Nos ensaios 1, 2, 7 e

8 foram observadas as menores relações SV/ST, de 0,59 a 0,62. Isto pode ter ocorrido em virtude do arraste de precipitados de minerais aderidos sobre o meio suporte, conforme será apresentado no item 5.8.3, na Figura 54.

Na Figura 49 estão apresentadas algumas fotomicrografias obtidas do biofilme dos anéis de conduíte ao final do ensaio 8.

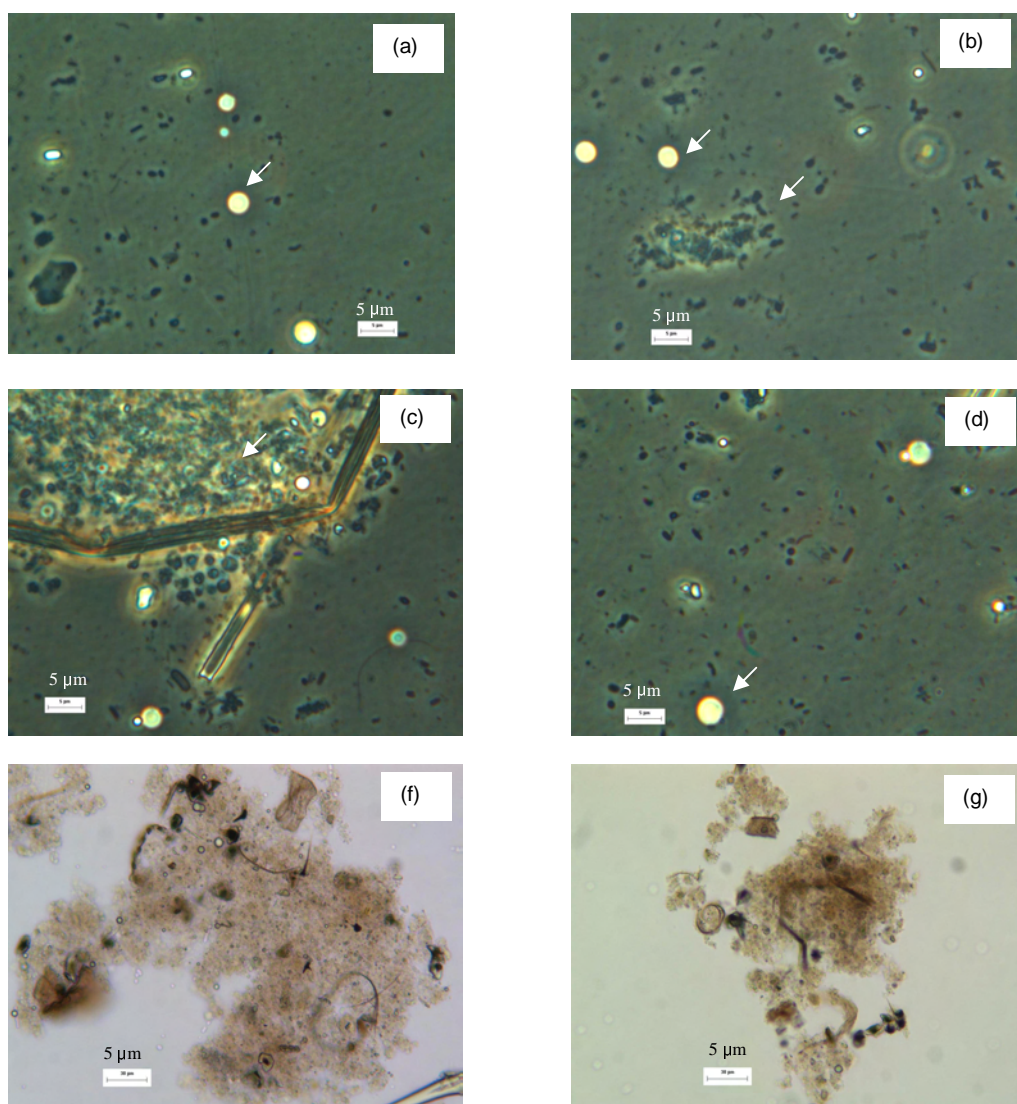


FIGURA 49. Morfologias observadas sob microscopia ótica de contraste de fase e fluorescência de biofilme de anéis de conduíte no final do ensaio 8.

As fotomicrografias foram obtidas por microscopia óptica, e permitiram observar a ocorrência de óleo (Figuras 49 a, b, c e d) cercadas de diferentes morfologias microbianas (Figura 49 c). Quanto ao aspecto microscópico do biofilme (Figuras 49 c e f) verificou-se característica de flocos densos com resíduos do afluente e biomassa microbiana.

5.9.3 Fósforo

As concentrações médias de fósforo total (FT) no afluente foram de 361; 407; 673 e 453 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 38) e diferiram significativamente ($p < 0,01$), apresentando variações acentuadas como pode ser verificado na Figura 50. Os valores de FT estão próximos aos encontrados por COSTA & MEDRI (2002) de 391 mg L⁻¹, para águas residuárias de suinocultura com DQO_{total} de 15153 mg L⁻¹ e aos observados por CONTRELL et al. (2009), de 566 e 131 mg L⁻¹ para o FT e fósforo total suspenso (FTS), respectivamente, para águas residuárias de suinocultura com DQO_{total} de 16.758 mg L⁻¹. Segundo LUDKE & LUDKE (2002), as concentrações de P, Cu e Zn nas águas residuárias de suinocultura variam principalmente em virtude do manejo nutricional adotado, da fase da vida dos animais e da diluição dos dejetos.

Os valores de fósforo total dissolvido (FTD) corresponderam a 20, 14, 23 e 32% do FT, nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente. O valor de FTD observado por CONTRELL et al. (2009) correspondeu a 23% do FT, valor próximo ao observado neste trabalho, confirmando a predominância de fósforo na fração suspensa das águas residuárias de suinocultura.

As eficiências médias de remoção de FT no reator UASB foram de 49; 57; 61 e 42%, nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente. No sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios as eficiências médias de remoção de FT mantiveram-se e foram de 50; 61; 64 e 36% ($p < 0,05$), nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Dessa forma, observou-se que o R2 não contribuiu significativamente para o aumento na eficiência de remoção de FT no sistema de tratamento (R1+R2), nas fases 1, 2 e 3 (Figura 51). Na fase 4 foi observado aumento de FT no efluente do R2. As

maiores eficiências de remoção de FT no reator UASB (R1) podem ser atribuídas, com base em resultados obtidos por PEREIRA (2003) e OLIVEIRA et al. (1997), à retenção de sólidos no lodo do reator e a possibilidade de remoção por precipitação do fósforo. A maior ($p < 0,05$) eficiência de remoção de FT no R1, de 61%, foi observada na fase 3 (Tabela 38), com a aplicação de COV de $26,0 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$ e o maior tempo de retenção de sólidos (TRS) de 148 d. Com o decréscimo do TRS para 21 d, no R1, as eficiências de remoção de FT diminuíram significativamente ($p < 0,05$) para 42% na fase 4.

TABELA 38. Valores médios e coeficientes de variação (c v) das concentrações de fósforo total (FT), fósforo total dissolvido (FTD), fósforo total suspenso (FTS) no afluente e efluentes, e das respectivas eficiências de remoção (E), obtidos no sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios composto pelo reator UASB (R1) e filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2), nas fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	C.v. (%)	F	
Fósforo total (FT)	(mg L ⁻¹)	Afluente	361 b	407 b	673 a	453 b	54	7,7**
		R1	175 b	176 b	232 a	259 a	38	7,5**
		R2	178 bc	166 c	221 b	290 a	36	14**
	Eficiência de remoção (%)	R1	49 ab	57 ab	61 a	42 b	40	3,8*
		R1+R2	50 b	61 ab	64 a	36 c	33	13,3**
Fósforo total dissolvido (FTD) (mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	Afluente	74 b	93 ab	157 a	145 a	54	4,5**
		R1	102 a	56 b	101 a	79 b	56	3,0*
		R2	82 a	73 a	66 a	65 a	51	0,8ns
	Eficiência de remoção (%)	R1	- -	39 -	35 -	45 -	-	-
		R1+R2	-	21 -	56 -	55 -	-	-
Fósforo total suspenso (FTS)	(mg L ⁻¹)	Afluente	285 b	310 b	521 a	312 b	66	3,9*
		R1	75 b	120 ab	135 ab	180 a	60	3,8*
		R2	95 b	92 b	155 b	225 a	51	8,5**
	Eficiência de remoção (%)	R1	70 a	60 a	70 a	42 b	56	5,1**
		R1+R2	68 a	70 a	70 a	27 b	68	9,1**

nd – não detectado; Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey a 5% ($p < 0,05$). Teste F: ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$); p-probabilidade.

As eficiências médias de remoção de FT no sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios (R1+R2) seguidos do pós-tratamento com o FBP+D foram de 71, 75, 58, 71, 79, 37, 54 e 41% nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente (Tabela 39).

TABELA 39. Valores médios e coeficientes de variação (c v) das concentrações de fósforo total (FT), fósforo total dissolvido (FOD), fósforo total suspenso (FTS) no afluente e efluentes, e das respectivas eficiências de remoção, obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1), filtro anaeróbico (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaio								cv (%)	Teste F		
	1	2	3	4	5	6	7	8				
FT	FBP	1,2 c	6,6 ab	5,7 ab	6,8 a	1,0 c	1,5 c	3,9 bc	7,9 a	57	18,0**	
	D	0,9 c	3,8 b	1,9 c	3,8 b	0,8 c	1,5 c	2,1 c	5,4 a	46	26,8**	
	R2	180 b	175 b	176 b	156 b	300 a	143 b	311 a	269 a	31	14,2**	
	FBP	106 cd	73 d	75 d	53 d	241 a	142 c	208 b	268 a	31	45,0**	
	D	93 bc	79 bc	111 bc	76 c	200 a	140 a	213 a	224 a	46	36,1**	
	FBP	41 abc	52 ab	56 ab	63 a	18 c	0,5 d	32 bc	1 d	67	16,6**	
	D	12 -	-	-	-	17 -	-	-	16 -	-	-	-
	FBP+D	48 ab	52 ab	36 ab	53 a	34 a	-	36 a	19 c	69	7,0**	
	Sistema	71 ab	75 ab	58 abc	71 ab	79 a	37 c	54 a	41 bc	47	4,1**	
	R2	72 a	95 a	77 a	70 a	68 a	64 a	71 a	63 a	50	0,6ns	
FTD	FBP	75 a	64 a	60 a	77 a	50 a	54 a	59 a	60 a	59	0,6ns	
	D	76 a	53 a	70 a	50 a	54 a	49 a	49 a	59 a	57	0,7ns	
	FBP	-	33 -	22 -	-	26 -	15 -	17 -	3 -	-	-	
	D	-	17 -	-	35 -	-	9 -	17 -	-	-	-	
	FBP+D	-	44 -	9 -	28 -	20 -	23 -	31 -	6 -	-	-	
	Sistema	39 b	59 a	36 b	76 a	70 a	46 b	65 a	58 a	39	2,4**	
	R2	132 a	99 c	123 bc	92 c	231 ab	79 c	240 a	209 ab	43	9,9**	
	FBP	30 bc	9 c	15 bc	n.d.	191 a	90 ab	159 a	218 a	49	23,4**	
	D	20 c	26 c	41 c	26 c	150 ab	83 b	164 a	174 a	62	12,4**	
	FBP	77 -	90 -	85 -	>99	17 -	-	33 -	-	-	-	
FTS	D	30 -	-	-	-	21 -	7 -	-	20 -	-	-	
	FBP+D	84 -	73 -	66 -	72 -	35 -	-	31 -	17 -	-	-	
	Sistema	89 a	80 a	88 a	95 a	78 a	45 b	46 b	30 c	51	10,1*	
	R2	132 a	99 c	123 bc	92 c	231 ab	79 c	240 a	209 ab	43	9,9**	
	FBP	30 bc	9 c	15 bc	n.d.	191 a	90 ab	159 a	218 a	49	23,4**	

nd - não detectado; Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey a 5% ($p < 0,05$). Teste F: ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$); p - probabilidade.

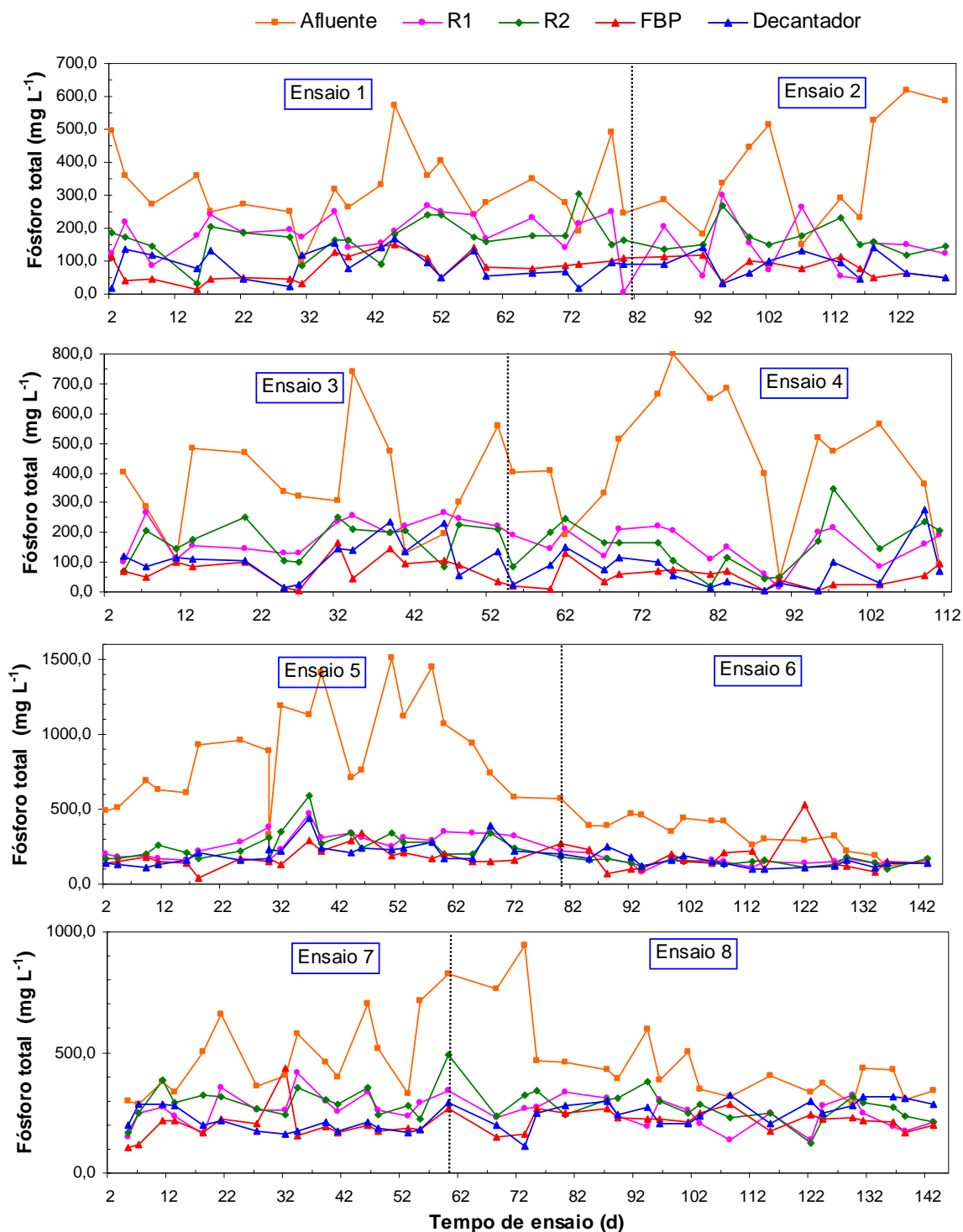


FIGURA 50. Concentrações de fósforo total (FT) no afluentes e efluente do reator UASB (R1), do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2), do filtro biológico percolador (FBP) e do decantador (D), instalados em série, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

O sistema de pós-tratamento (FBP+D) contribuiu, nos ensaios 1, 2, 5 e 7, para o aumento nas eficiências de remoção de FT (Tabela 39). Comparando com os resultados obtidos por SANTANA (2008), que obteve remoções de FT de 28 a 61%, com reatores UASB em dois estágios e o pós-tratamento em um reator aeróbio operado em batelada sequencial (RBS), a utilização do reator UASB seguido dos filtros anaeróbio de fluxo ascendente (R2) e biológico percolador (FBP) propiciou maiores remoções de FT e mais estáveis. Na Figura 51 pode-se observar as menores variações das concentrações de FT nos efluentes dos reatores (R1, R2 e FBP), em relação ao afluente. Os valores médios de fósforo orgânico total (FOT) no afluente foram de 268, 348, 533 e 324 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 40). As concentrações de fósforo orgânico suspenso (FOS) corresponderam a 71, 73, 90 e 85 % do FOT, nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

TABELA 40. Valores médios e coeficientes de variação (c.v. em %) das concentrações de fósforo orgânico total (FOT), fósforo orgânico dissolvido (FOD) e fósforo orgânico suspenso (FOS) e das respectivas eficiências de remoção (E), obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1) e o filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) nas fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	c.v.	F
Fósforo orgânico total (FOT)	Afluente	268 b	348 b	553 a	324 b	65	6,7**
	(mg L ⁻¹)						
	R1	124 a	124 a	157 a	170 a	52	2,6ns
	R2	129 b	118 b	165 ab	216 a	48	8,8**
	Eficiência de remoção (%)						
	R1	54 ab	64 a	66 a	34 b	38	4,1*
	R1+R2	52 ab	63 a	66 a	35 b	40	9,8**
Fósforo orgânico dissolvido (FOD)	Afluente	16 b	42 a	50 a	46 a	173	0,6*
	(mg L ⁻¹)						
	R1	39 a	28 a	43 a	30 a	124	0,5ns
	R2	45 a	49 a	28 a	23 a	112	2,1ns
	Eficiência de remoção (%)						
	R1	- -	33 -	14 -	35 -	-	-
	R1+R2	- -	- -	44 -	50 -	-	-
Fósforo orgânico suspenso (FOS)	Afluente	191 b	255 ab	503 a	277 ab	74	4,9**
	(mg L ⁻¹)						
	R1	22 b	68 ab	115 a	140 a	83	2,7**
	R2	46 c	45 c	137 a	192 a	65	8,4**
	Eficiência de remoção (%)						
	R1	84 a	70 a	76 a	49 b	52	5,4**
	R1+R2	70 a	78 a	73 a	31 b	64	5,6**

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey a 5% (p<0,05). ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade;

O FOT correspondeu de 71 a 85% do FT e o FOS de 52 a 63% do FT, evidenciando que a principal procedência do fósforo é fração orgânica suspensa das águas residuárias de suinocultura.

A eficiência média de remoção de FOT no sistema no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios foi de 35 a 66%, com os maiores valores nas fases 2 e 3 e o menor na fase 4. Com a inclusão do pós-tratamento, com o filtro biológico percolador os maiores valores ($p < 0,05$) de eficiência de remoção de 68 a 87%, ocorreram nos ensaios 1 a 5 (Tabela 41). Tomando-se por base os resultados das fases 1 e 2, e ensaios 1 a 4, observa-se que as remoções de FT foram provenientes, principalmente, das reduções nas concentrações de FOS no efluente do sistema de tratamento.

Os valores médios de ortofostato total (OFT), ortofostato dissolvido (OFD), ortofostato suspenso (OFS), fósforo hidrolizável total (FHT), fósforo hidrolizável dissolvido (FHD) no afluente foram de 73; 38; 91 e 89 mg L⁻¹; 32; 28; 54 e 65 mg L⁻¹; 41; 10; 37 e 24 mg L⁻¹; de 21; 20; 28 e 31 mg L⁻¹ e de 13; 23; 47 e 28 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 42). Somente na fase 1 foi observado concentração de 8 mg L⁻¹ de fósforo hidrolisável suspenso (FHS) no afluente.

No efluente do R2 foram observadas concentrações de OFT, OFD e OFS inferiores às observadas no afluente, de 36, 16 e 20 mg L⁻¹; de 34; 16; e 17 mg L⁻¹, de 40; 22 e 18 mg L⁻¹ e de 51; 29 e 21 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 42 e Figura 51). No efluente do decantador as concentrações de OFT também diminuíram e foram de 33; 28; 33; 35; 32; 26; 28 e 38 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente (Tabela 43 e Figura 52). Segundo GERARDI (2003), o ortofostato é a forma prontamente disponível para os microrganismos e, portanto, primeiramente utilizada. Além do que, a solubilização do fósforo hidrolisável e do fósforo orgânico fornece ortofostato para o uso da microbiota.

As concentrações de fósforo inorgânico total (FIT), fósforo inorgânico dissolvido (FID) e fósforo inorgânico suspenso (FIS), que são as somas: OFT + FHT; OFD + FHD e OFS + FHS, respectivamente, observadas no afluente foram de 94; 58; 120 e 129 mg L⁻¹; de 45; 51; 101 e 93 mg L⁻¹ e de 49; 8; 18 e 35 mg L⁻¹, nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente, as quais estão apresentadas na Tabela 43 e Figura 52.

TABELA 41. Valores médios e coeficientes de variação (c v) das concentrações de fósforo orgânico total, fósforo orgânico dissolvido (FOD) e fósforo orgânico suspenso (FOS) no afluente e efluentes e das respectivas eficiências de remoção (E), no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1), filtro anaeróbio (R2), filtro biológico percolador (FBP) e o decantador (D), nas fases 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaio								cv (%)	Teste F									
	1	2	3	4	5	6	7	8											
mg L ⁻¹	R2	141	bcd	121	cd	132	cd	104	d	232	ab	98	d	239	a	193	ab	43	9,2**
	FBP	49	bc	38	bc	29	c	7	c	159	a	94	b	167	a	170	a	56	24,0**
	D	46	cd	36	cd	62	cd	31	d	187	a	100	bc	154	ab	211	a	54	21,5**
	FBP	57	abc	71	ab	86	a	79	ab	31	bc	4	d	35	bc	16	c	90	6,9**
E (%)	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	FBP+D	58	ab	66	ab	54	ab	72	a	23	bc	-	-	36	abc	7	c	94	7,5**
	Sistema	83	a	87	a	68	a	80	a	76	a	56	ab	54	ab	24	b	38	8,1**
	R2	72	a	94	a	77	a	70	a	26	b	31	b	32	b	15	c	113	1,3**
mg L ⁻¹	FBP	74	a	64	a	60	a	77	a	13	b	23	b	25	b	17	b	50	1,0**
	D	33	a	30	a	50	a	21	a	12	b	19	a	17	a	11	b	174	0,9**
	FBP	-	-	30	-	19	-	-	-	50	-	25	-	22	-	-	-	-	-
	D	50	ab	53	ab	16	b	70	a	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E (%)	FBP+D	52	ab	68	a	35	b	70	a	53	ab	38	b	47	ab	26	b	115	2,3**
	Sistema	50	ab	65	a	30	b	69	a	77	a	78	a	90	a	69	a	91	4,2**
	R2	68	b	25	c	54	b	32	c	206	a	67	b	207	a	178	a	59	8,1**
	FBP	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	145	-	71	-	142	-	153	-	-	-
mg L ⁻¹	D	11	-	-	-	12	-	10	-	170	-	81	-	137	-	200	-	-	-
	FBP	>99	>99	>99	>99	>99	>99	>99	>99	29	-	-	-	30	-	14	-	-	-
	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	FBP+D	80	-	75	-	71	-	68	-	17	-	-	-	33	-	-	-	-	-
E (%)	Sistema	75	a	89	a	74	a	78	a	71	a	78	a	90	a	69	a	69	7,1ns

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey a 5% (P<0,05). **: - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade; Sistema - R1+R2+FBP+D; n.d. - não detectado.

TABELA 42. Valores das concentrações de ortofostato total (OFT), dissolvido (OFD) e suspenso (OFS); fósforo hidrolisável total (FHT), dissolvido (FHD) e suspenso (FHS); e fósforo inorgânico total (FIT), dissolvido (FID) e suspenso (FIS) no afluente e efluentes, no sistema de tratamento anaeróbio com o reator UASB (R1) e o filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) nas fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	c.v (%)	Teste F
Ortofosfato total (OFT) (mg L ⁻¹)	Afluente	73 b	38 c	91 a	89 a	25	49,0**
	R1	39 b	37 b	46 b	60 a	28	17,9**
	R2	36 b	34 b	40 b	51 a	24	16,8**
Ortofosfato dissolvido (OFD) (mg L ⁻¹)	Afluente	32 b	28 b	54 a	65 a	41	27,1**
	R1	20 bc	18 c	26 ab	31 a	39	11,2**
	R2	16 c	16 c	22 b	29 a	33	22,0**
Ortofosfato suspenso (OFS) (mg L ⁻¹)	Afluente	41 a	10 c	37 a	24 b	60	19,0**
	R1	19 a	19 a	19 a	28 a	74	2,5ns
	R2	20 a	17 a	18 a	21 a	52	0,9ns
Fósforo hidrolisável total (FHT) (mg L ⁻¹)	Afluente	21 a	20 a	28 a	31 a	117	2,1ns
	R1	13 b	16 b	29 a	28 a	72	8,5**
	R2	12 b	15 ab	16 ab	23 a	80	3,6*
Fósforo hidrolisável dissolvido (FHD) (mg L ⁻¹)	Afluente	13 b	23 b	47 a	28 b	59	9,8**
	R1	11 b	5 c	28 a	15 b	107	10,3**
	R2	11 b	8 c	16 a	12 ab	95	2,7*
Fósforo hidrolisável suspenso (FHS) (mg L ⁻¹)	Afluente	8 -	n.d. -	n.d. -	n.d. -	-	-
	R1	2 -	10 -	2 -	14 -	-	-
	R2	0,6 -	7 -	n.d. -	11 -	-	-
Fósforo inorgânico total (FIT) (mg L ⁻¹)	Afluente	94 b	58 c	120 a	129 a	35	22,5**
	R1	52 c	53 c	75 b	88 a	26	29,5**
	R2	48 b	48 b	56 b	74 a	25	18,6**
Fósforo inorgânico dissolvido (FID) (mg L ⁻¹)	Afluente	45 b	51 b	101 c	93 a	38	30,1**
	R1	31 b	23 b	54 a	46 a	41	22,0**
	R2	28 b	24 b	38 a	42 a	35	14,1**
Fósforo inorgânico suspenso (FIS) (mg L ⁻¹)	Afluente	49 a	8 c	18 b	35 ab	148	5,6**
	R1	21 b	29 ab	21 b	42 a	77	5,7**
	R2	21 ab	24 ab	18 b	32 a	75	3,3*

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey a 5% (p<0,05). ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade, n.d. - não detectado.

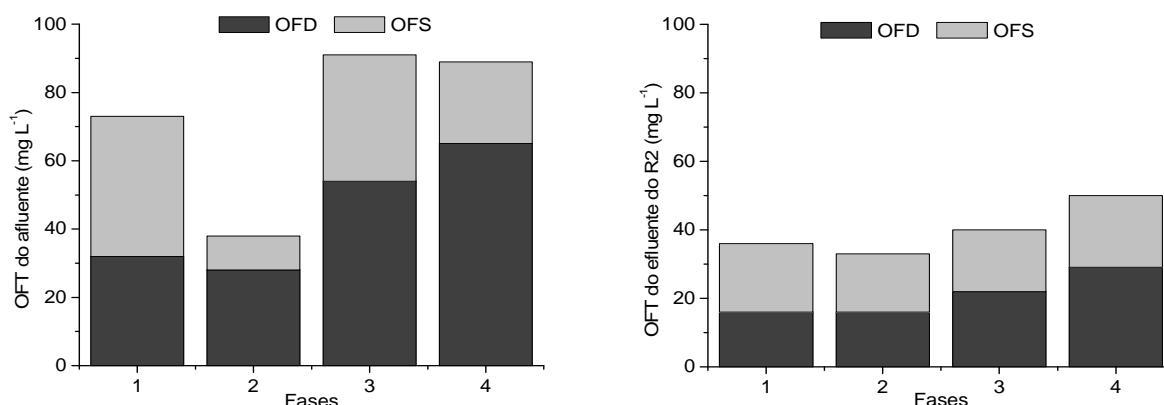


FIGURA 51. Concentrações médias de ortofosfato total (OFT), ortofosfato dissolvido (OFD) e ortofostato suspenso (OFS) no afluente do R1 e no efluente do R2.

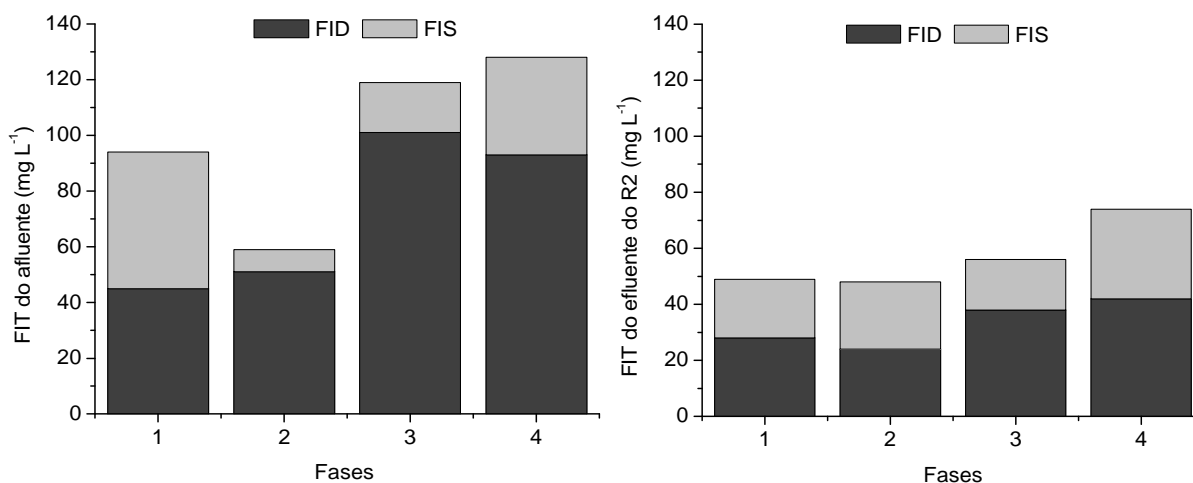


FIGURA 52 Concentrações médias de fósforo inorgânico total (FIT), fósforo inorgânico dissolvido (FID) e fósforo inorgânico suspenso (FIS) no afluente do R1 e no efluente do R2.

Os valores de OFT no afluente corresponderam a 77; 65; 76 e 69% do FIT, nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente. No efluente do R2 os valores de OFT corresponderam a 75; 71; 71 e 69 % do FIT, nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 42). Os valores de ortofostato total (OFT) variaram de 51 a 78% do FIT, no efluente do decantador durante os ensaios (Tabela 53). Isto evidencia que a forma predominante de fósforo inorgânico foi o de ortofosfato, o que permaneceu no afluente e efluente do sistema de tratamento.

TABELA 43. Valores das concentrações de ortofostato total (OFT), dissolvido (OFD) e suspenso (OFS); fósforo hidrolisável total (FHT), dissolvido (FHD) e suspenso (FHS); e fósforo inorgânico total (FIT), dissolvido (FID) e suspenso (FIS) no afluente e efluentes, no sistema de pós-tratamento com o filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaios								cv (%)	Teste F	
	1	2	3	4	5	6	7	8			
Ortofostato total (OFT) (mg L ⁻¹)	R2	30 d	43 bc	32 cd	34 cd	47 ab	33 cd	48 ab	53 a	21	14,4**
	FBP	29 cd	23 d	33 c	35 bc	44 a	30 cd	35 bc	43 ab	23	11,6**
	D	33 abc	28 bc	33 abc	35 ab	32 ab	26 c	28 bc	38 a	21	4,5**
Ortofostato dissolvido (OFD) (mg L ⁻¹)	R2	15 d	18 cd	17 cd	19 cd	23 bc	20 bc	26 ab	32 a	32	11**
	FBP	30 a	18 c	24 abc	18 c	21 bc	20 c	24 ab	29 ab	30	6,0**
	D	28 a	18 b	21 ab	18 b	18 b	18 b	22 ab	26 a	20	5,2**
Ortofostato suspenso (OFS) (mg L ⁻¹)	R2	15 ab	25 a	18 ab	15 ab	24 b	13 b	22 ab	21 ab	50	2,7*
	FBP	n.d.	5 cd	9 bcd	17 ab	23 a	10 bc	10 bc	14 ab	93	7,4**
	D	45 b	10 ab	12 ab	16 a	14 ab	7 ab	6 ab	10 ab	91	2,5*
Fósforo hidrolisável total (FHT) (mg L ⁻¹)	R2	10 a	14 a	11 a	18 a	20 a	12 a	24 a	23 a	79	2,3*
	FBP	27 a	20 ab	13 ab	12 b	10 b	9 b	20 ab	13 ab	76	3,8**
	D	20 a	1 a	17 a	10 a	9 a	11 a	18 a	17 a	68	2,6*
Fósforo hidrolisável dissolvido (FHD) (mg L ⁻¹)	R2	14 ab	8 ab	10 ab	5 b	19 a	13 ab	12 ab	12 ab	94	2,0ns
	FBP	16 a	9 ab	5 ab	1 c	16 a	11 b	9 ab	10 ab	124	2,5*
	D	9 ab	7 ab	6 b	6 b	19 a	10 ab	9 ab	12 ab	102	2,3*
Fósforo hidrolisável suspenso (FHS) (mg L ⁻¹)	R2	n.d.	5 -	1 -	12 -	1 -	n.d.	11 -	10 -	-	-
	FBP	10 -	11 -	8 -	11 -	-	-	10 -	3 -	-	-
	D	11 -	3 -	10 -	4 -	-	1 -	8 -	5 -	-	-
Fósforo inorgânico total (FIT) (mg L ⁻¹)	R2	41 d	56 bc	44 cd	52 bc	67 ab	45 cd	72 a	76 a	23	15**
	FBP	56 a	43 bc	46 abc	47 ab	41 c	38 c	46 ab	55 ab	22	4,**
	D	53 a	39 b	50 ab	45 ab	54 a	39 b	54 a	57 a	22	6,1**
Fósforo inorgânico dissolvido (FID) (mg L ⁻¹)	R2	29 bcd	26 cd	27 cd	21 d	42 ab	33 abc	39 abc	44 a	35	7,6**
	FBP	46 a	28 bc	29 bc	18 c	38 ab	29 bc	32 bc	39 ab	37	7,2**
	D	37 ab	26 bc	27 abc	24 c	37 ab	31 abc	34 abc	39 a	34	3,9**
Fósforo inorgânico suspenso (FIS) (mg L ⁻¹)	R2	11 b	30 ab	17 ab	31 a	25 b	11 b	33 a	31 a	70	4,2**
	FBP	9 b	15 ab	17 ab	28 a	4 b	8 b	15 ab	16 ab	102	3,6**
	D	9 b	15 ab	17 ab	28 a	4 c	8 b	15 ab	16 ab	102	3,6**

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey a 5% (p<0,05). ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade, n.d. - não detectado.

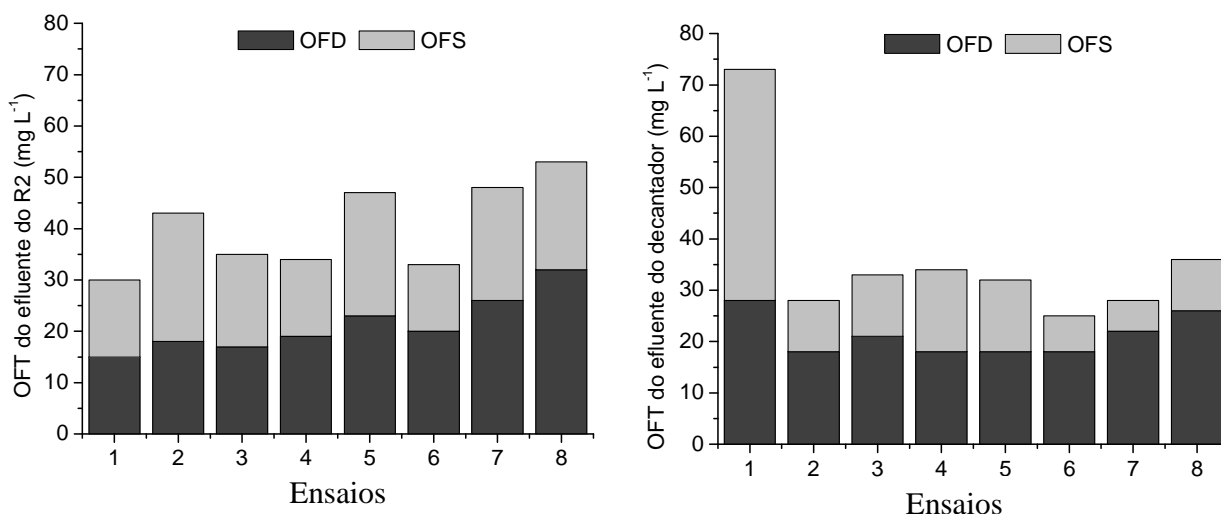


FIGURA 53. Concentrações médias de ortofosfato total (OFT), ortofosfato dissolvido (OFD) e ortofosfato suspenso (OFS) no efluente do R2 e no efluente do decantador, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

5.9.3 (a) Análises de energia dispersiva (EDX) e cristalografia utilizando o raio X.

Foram observadas eficiências de remoção de FT de 41; 52; 56; 63; 18; 0,5; 32 e 1% no FBP nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8 (Tabela 39). As maiores eficiências de remoção de FT no FBP foram observados nos ensaios 1 a 4, quando se utilizou o bambu como meio suporte. As remoções ocorreram em virtude da precipitação de sais de sobre os anéis de bambu, como podem ser observados pelas imagens obtidas em microscópio eletrônico de varredura (MEV) (Figura 54).

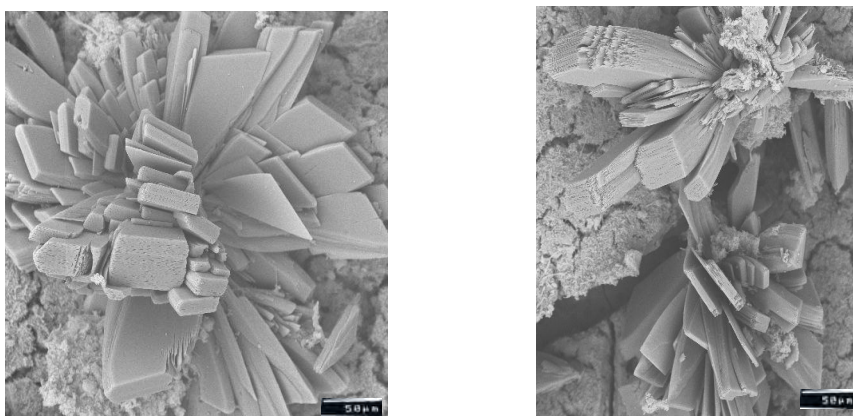


FIGURA 54. Eletromicrografia (MEV) da parte interna de anéis de bambu do FBP, no final do ensaio 2.

Para a confirmação da composição dos precipitados observados sobre os anéis de bambu, foram realizadas análises de energia dispersiva de raio X (EDX) (Figura 55).

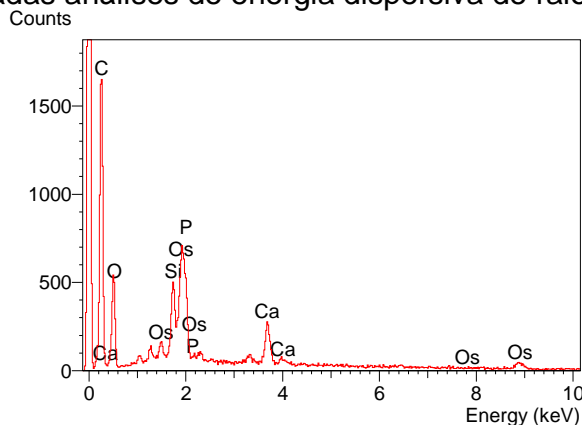


FIGURA 55. Gráfico da composição química obtida por meio de análise de EDX, de mineral precipitado na superfície interna de anéis de bambu coletados no FBP, no final do ensaio 2.

O resultado da análise de EDX no precipitado, encontrado sobre a superfície interna dos anéis de bambu do FBP, no final do ensaio 2, foi a composição com 63% de oxigênio, 2,6% de sódio; 2,6% de magnésio, 5% de silício; 12% de fósforo e 15% de cálcio, conforme descrito na Tabela 44.

TABELA 44. Distribuição dos elementos químicos analisados por meio de EDX, dos precipitados observados sobre a superfície interna dos anéis de bambu do filtro biológico percolador no final do ensaio 2.

Elementos	%
O	62,67
Na	2,58
Mg	2,64
Si	5,13
P	12,23
Ca	14,74
Total	100,00

No gráfico da composição química obtida por meio de EDX, do mineral precipitado, também foram observados picos de carbono e ósmio. O carbono foi proveniente do recobrimento realizado para preparação da amostra para a análise do

EDX e o ósmio é o fixador utilizado para a preparação da amostra para a realização da observação em microscópio eletrônico de varredura (MEV).

Nos ensaios 5 a 8, com a utilização dos anéis de conduíte como meio suporte no FBP, foram observados eficiências de remoção de FT de 0,5 a 18%. Esses valores de remoção de FT foram inferiores aos observados com a utilização dos anéis de bambu como meio suporte. As menores eficiências de remoção podem ter ocorrido em virtude do arraste de precipitados de fósforo com o efluente do FBP. Sobre a superfície dos anéis de conduíte no FBP foi observada a formação de uma espessa camada de precipitados (Figuras 56 A e B). Para a confirmação da composição química dos precipitados observados sobre os anéis de conduíte foram realizadas análises de energia dispersiva de raio X (EDX) (Figura 57).

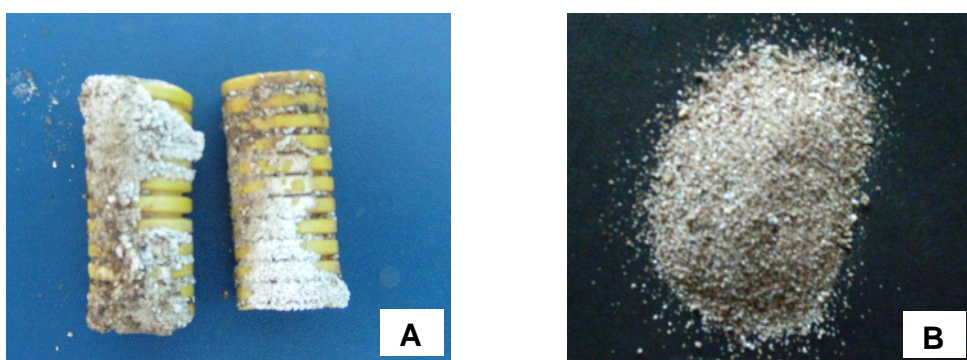


FIGURA 56. Precipitados sobre a superfície dos anéis de conduíte (A) e precipitados recuperados dos anéis de conduíte (B), do filtro biológico percolador, no final do ensaio 8.

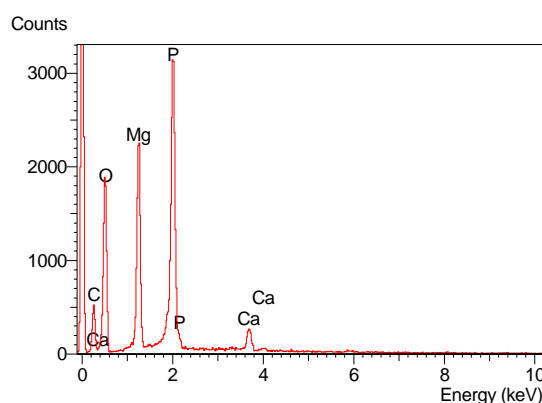


FIGURA 57. Gráfico da composição química obtida por análise de EDX, de mineral precipitado sobre a superfície dos anéis de conduíte, coletados no FBP, no final do ensaio 8.

Para a análise de EDX foram utilizadosdo precipitados recuperados dos anéis de conduite do FBP, em virtude do fácil despendimento dos precipitados e foi confeccionada uma pastilha. Nos precipitados recuperados dos anéis de conduite do FBP foi verificado 46,4% de oxigênio, 20,0% de magnésio, 0,4% de alumínio; 29,9% de fósforo e 3,4% de cálcio, conforme descrito na Tabela 45.

TABELA 45. Distribuição quantitativa dos elementos químicos analisados por meio de EDX, dos precipitados recuperados da superfície dos anéis de conduite do filtro biológico percolador, no final do ensaio 8.

Elementos	%
O	46,35
Al	0,44
Mg	19,96
P	29,86
Ca	3,40
Total	100,00

Para a determinação dos compostos nos precipitados recuperados da superfície dos anéis de conduite do FBP, foi realizada a análise de cristalografia utilizando a difração de raio X, conforme ilustrado na Figura 58.

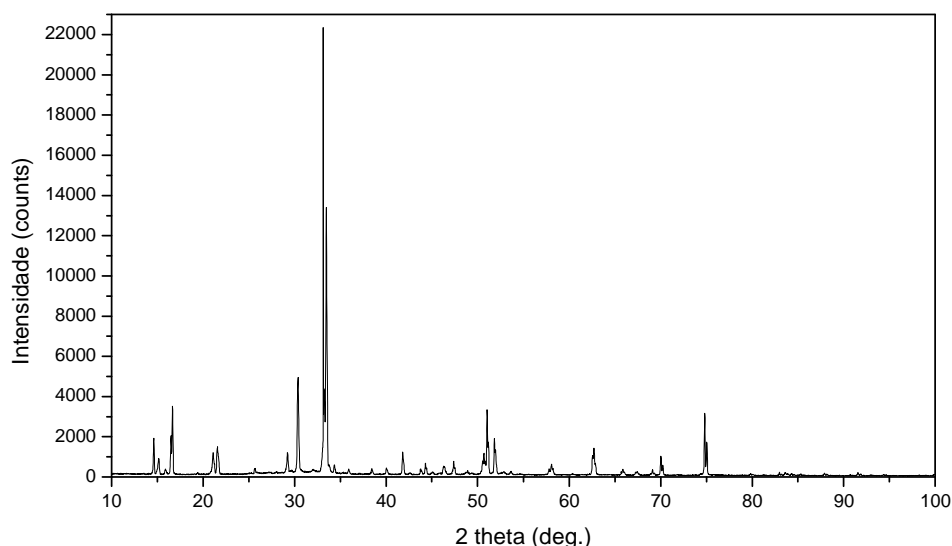


FIGURA 58. Difratograma da amostra de precipitado recuperado da superfície dos anéis de conduite no FBP, no final do ensaio 8.

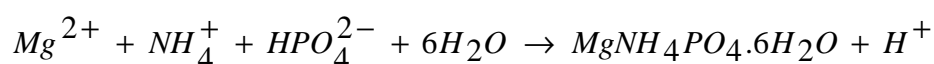
Foram comparadas as distâncias interplanárias e as densidades de átomos ao longo do plano cristalino dos principais picos obtidos, com os padrões disponíveis no Banco de dados JCPDS (MDI5.0 – JADE). Segundo KAHN (2009) as distâncias interplanárias e as densidades de átomos são características específicas e únicas para cada substância cristalina, como o padrão difratométrico por ela gerado.

O principal pico obtido foi o de intensidade 22352 counts, que coincide com a estrovita (NH_4MgPO_4) $6 \text{H}_2\text{O}$ (ficha PDF#15-0762 do Banco de dados JCPDS).

O material precipitado recuperado dos anéis de conduíte foi digerido utilizando-se a digestão nitro-perclórica e após leitura em espectrofotômetro de absorção atômica foi verificado 19,5; 8,8; 0,7; 0,3; 0,2; 0,1; 0,1 e 49,5% de Ca, Mg, K, Na; Cu; Zn; Fe, Mn e FT, confirmando os resultados obtidos utilizando o EDX.

Segundo FALKENTOFT et al. (1999), a remoção de fósforo em precipitados nos biofiltros não é comum em virtude da complexidade do processo, mas possui vantagem quando comparado com a remoção de fósforo em sistemas de lodos ativados, como o menor gasto de energia, a não dependência da sedimentação do lodo, e por serem os biofiltros mais compactos.

Segundo SAIDOU et al. (2009) a reação simplificada para a formação da estrovita é:



A estrovita foi identificada em plantas de tratamento de águas residuárias no ano de 1939 e, normalmente, está associada a problemas de obstrução de linhas e bombas em estações de tratamento de águas residuárias. A formação de estrovita de maneira controlada e a sua recuperação podem trazer muitos benefícios, como a redução de fósforo e nitrogênio nos efluentes, além do seu valor comercial como fertilizante (JAFFER et al., 2002). Portanto, com a utilização do filtro biológico percolador foi possível à recuperação do Mg^{++} , do NH_4^+ e do HPO_4^- , principalmente na forma de estrovita, mas existe a necessidade de estudo mais detalhado do tempo necessário para a troca do meio suporte e retirada dos precipitados de estrovita e a recuperação do FBP. Os anéis de conduíte como meio suporte no FBP não permitiram uma forte

aderência dos precipitados, o que pode facilitar a recuperação dos mesmos, mas também pode prejudicar a qualidade do efluente, em virtude do seu desprendimento, como pode ser verificado pelas baixas eficiências de remoção de NT e FT no FBP (Tabelas 33 e 41).

5.9.4 Potássio, cálcio, magnésio, sódio, cobre, zinco, manganês e ferro no afluente e efluentes.

As concentrações médias de Ca, Mg, Na e K no afluente variaram de 99 a 583 mg L⁻¹, de 31 a 158 mg L⁻¹, de 42 a 108 mg L⁻¹ e de 81 a 195 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 46). As variações podem ter ocorrido em virtude da idade dos animais e da alimentação. RODRIGUES & SELBACH (2003) encontraram concentrações médias de Ca, Mg, K e Na de 538; 9,4; 148 e 72 mg L⁻¹, respectivamente, em dejetos de suinocultura com concentrações médias similares de DQO total e SST de 3726 e 990 mg L⁻¹, respectivamente.

As eficiências médias de remoção de Ca e Mg no R1 foram de 71; 57; 65; 71 e 61% e de 43, 42, 52, 58 e 59%, na partida e fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente. As maiores ($p < 0,05$) eficiências médias de remoção de Ca e Mg que ocorreram na partida e nas fases 2, 3 e 4 no R1 podem ser atribuídos aos altos TRS de 35,9; 38,4; 148 e 20,3 d. Segundo OLIVEIRA (1997), grânulos anaeróbios formados em condições de maiores concentrações de Ca⁺², como ocorreu, por exemplo, na fase 3 (583 mg L⁻¹ de Ca no afluente) sedimentam-se 3 a 4 vezes mais rápido do aqueles formados em baixas concentrações, o que pode ter ocorrido na fase 3 e proporcionado o aumento do TRS.

No R2, as eficiências médias de remoção de Ca foram de 45 e 2%, na partida e fase 1, respectivamente. Nas fases 2, 3 e 4 não foram observadas remoções de Ca. Não foram observadas remoções de Mg no R2, na partida e fases 1 a 4.

No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), as eficiências médias de remoção de Ca e Mg variaram de 61 a 87% e de 41 a 56%, respectivamente. Para o Ca, as maiores remoções ($p < 0,05$) ocorreram na partida e fase 3, em virtude da maior adsorção no lodo recém introduzido para a partida, e da maior concentração no

afluente, na fase 3.

TABELA 46. Valores médios e coeficientes de variação (c.v. em %) das concentrações de Ca, Mg, Na e K no afluente e efluentes e das respectivas eficiências de remoção (E), obtidos durante a operação do sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Fases								CV (%)	Teste F	
		Partida	1	2	3	4						
COV (g DQOtotal (L d) ⁻¹)	R1	9,2 b	12,9 b	25,2 a	26,0 a	26,7 a				60	10,5**	
	R2	2,6 ab	4,8 a	4,4 a	2,1 b	4,4 a				81	4,2**	
Ca (mg L ⁻¹)	Afluente	99 c	315 b	110 c	583 a	386 b				60	27,0**	
	R1	28 b	134 a	38 b	129 a	138 a				37	48,5**	
	R2	15 b	129 a	42 b	130 a	157 a				44	38,6**	
	E (%)	R1	71 a	57 b	65 ab	71 a	61 ab				25	3,4*
		R2	45 --	2 -	- -	- -	- -				-	-
		R1+R2	87 a	57 b	61 b	74 a	58 b				24	12,2**
Mg (mg L ⁻¹)	Afluente	31 b	66 b	41 b	133 a	158 a				56	29,0**	
	R1	17 d	38 c	18 d	52 b	62 a				34	51,1**	
	R2	15 c	39 b	18 c	55 a	65 a				46	30,8**	
	E (%)	R1	43 b	42 b	52 ab	58 a	59 a				28	2,5**
		R2	- -	- -	- -	- -	- -				-	-
		R1+R2	53 ab	41 b	55 a	53 a _b	56 a				29	4,8**
Na (mg L ⁻¹)	Afluente	94 ab	108 a	97 a	59 bc	42 c				57	10,4**	
	R1	75 a	74 a	34 b	44 b	44 b				59	8,9**	
	R2	58 ab	70 a	37 b	35 b	40 b				73	5,4**	
	E (%)	R1	19 c	31 b	63 a	27 bc	- -				11 4	11,0**
		R2	20 a	3 b	- -	22 a	- -				-	-
		R1+R2	38 ab	36 ab	62 a	41 b	4 c				12 2	3,7*
K (mg L ⁻¹)	Afluente	97 bc	105 bc	81 c	135 b	195 a				58	10,1**	
	R1	86 bc	104 b	52 c	130 a _b	154 a				51	14,0**	
	R2	73 cd	110 bc	54 d	128 a _b	152 a				47	17,0**	
	E (%)	R1	10 -	- -	35 -	- -	21 -				-	-
		R2	15 -	- -	- -	- -	- -				-	-
		R1+R2	25 -	- -	32 -	5 -	20 -				-	-

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey a 5% (p<0,05). ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade.

No efluente do decantador, as concentrações médias de Ca, Mg, Na e K variaram de 51 a 159 mg L⁻¹; de 12 a 38 mg L⁻¹; de 18 a 92 mg L⁻¹ e de 32 a 108 mg L⁻¹, respectivamente. As maiores (p<0,05) eficiências de remoção de Ca e Mg no FBP foram observadas nas fases 1 a 3, com a utilização dos anéis de bambu como meio suporte no FBP.

TABELA 47. Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c.v. em %) das concentrações de Ca, Mg, Na e K no afluente e efluentes, obtidos durante a operação do sistema de tratamento composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

Parâmetros	Ensaio								cv (%)	Teste F	
	1	2	3	4	5	6	7	8			
Ca	R2	118 b	139 sb	66 cd	17 d	149 ab	110 bc	132 ab	183 a	38	19,0**
	FBP	60 bc	59 bc	41 c	13 c	144 a	98 ab	130 a	133 a	48	19,5**
	D	51 c	52 c	33 cd	13 d	104 b	114 b	112 b	159 a	32	53,0**
	FBP	45 ab	57 a	41 abc	26 bcd	4 d	9 cd	3 d	27 bc	90	9,6**
E	17 -	13 -	19 -	-	24 -	-	13 -	-	-	-	-
(%)	53 a	63 a	48 abc	23 bc	32 bc	3 d	15 c	15 c	81	8,3**	
Sistema	83 ab	79 ab	63 bc	71 ab	86 a	61 bc	67 ab	54 c	23	4,9**	
Mg	R2	44 bc	34 cde	17 e	21 de	71 a	38 bcd	56 ab	75 a	40	20,5**
	FBP	14 c	15 c	11 c	16 c	57 a	37 b	40 b	64 a	38	41,0**
	D	13 cd	14 cd	12 d	16 cd	26 b	21 bc	16 cd	38 a	33	24,1**
	FBP	66 a	54 a	34 b	24 b	18 bc	2 c	27 b	15 bc	52	23,7**
E	7 b	7 b	11 b	-	51 a	45 a	58 a	44 a	60	23,6**	
(%)	67 a	53 ab	34 cd	22 d	56 ab	45 bc	69 a	49 bc	30	15,1**	
Sistema	80 abc	75 bc	59 e	66 de	83 ab	71 cd	87 a	77 b	12	13,1**	
Na	R2	87 a	54 ab	41 bc	33 bc	63 ab	7 c	18 c	62 ab	66	10,5**
	FBP	24 c	25 c	27 c	25 c	66 ab	12 c	36 b	76 a	83	4,7**
	D	19 c	25 c	28 bc	26 c	57 b	18 c	42 bc	92 a	65	13,8**
	FBP	70 -	53 -	32 -	24 -	-	-	-	-	-	-
E	20 -	-	-	-	10 -	-	-	-	-	-	-
(%)	78 -	52	31 -	24 -	-	-	-	-	-	-	-
Sistema	82 a	64 a	78 a	21 b	35 b	12 c	-	-	-	-	9,2**
K	R2	117 bc	102 cd	48 e	59 de	151 b	105 bc	211 a	93 cd	36	24,1**
	FBP	59 bc	58 bcd	33 d	49 cd	154 a	81 b	164 a	82 b	26	65,1**
	D	61 cde	56 de	32 e	58 de	108 a	69 bc	99 ab	90 ab	37	12,2**
	FBP	44 a	43 a	22 a	16 a	-	22 a	23 a	10 a	225	4,4**
E	-	-	-	-	40 -	13 -	39 -	9 -	-	-	-
(%)	46 a	44 a	28 abc	1 c	36 ab	29 ab	55 a	4 bc	96	5,8**	
Sistema	29 abc	47 ab	55 a	24 ab	11 bc	48 ab	61 a	-	104	9,8*	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey a 5% (p<0,05). ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); P-probabilidade; Sistema :R1+R2+FBP+D

As menores eficiências de remoção de Ca e Mg no FBP, observadas com a utilização dos anéis de eletroduto como meio suporte nas fases 5 a 7, pode ter ocorrido em virtude da menor aderência dos precipitados ao meio suporte e conseqüentemente arraste com o efluente, como também foi observado para o fósforo.

No FBP + D as eficiências médias de remoção de Ca nos ensaios 2, 4, 6 e 8 foram menores e variaram de 3 a 23 % e aumentaram nos ensaios 1, 2, 3, 5 e 7 para 15 a 63%, e assim contribuíram para reduzir a concentração de Ca no efluente final. As maiores ($p < 0,05$) eficiências de remoção de Ca e Mg, que não diferiram significativamente, no sistema de tratamento anaeróbio e no pós-tratamento, foram de 67 a 86%, nos ensaios 1, 2, 4, 5 e 7 e de 80 a 87%, nos ensaios 1, 5 e 7, respectivamente.

No efluente do decantador as concentrações médias de Na e K variaram de 18 a 92 mg L⁻¹ e de 32 a 108 mg L⁻¹, respectivamente.

Foram observadas eficiências de remoção de Na e K no R1+R2 de 4 a 62% e de 5 a 25%, na partida e nas fases 1 a 8. Essas variações acentuadas na remoção ocorreram em virtude da alta solubilidade do Na e K, o que prejudica a sua retenção no lodo. No FBP foram observadas remoções de Na de 70; 53; 32 e 24%, nos ensaios 1 a 4, quando se utilizou os anéis de bambu como meio suporte.

Nos ensaios 5 a 8 com a utilização dos anéis de conduíte como meio suporte no FBP, não se observou remoções de Na. Para o K foram observadas remoções de 9 a 40% quando se utilizaram os anéis de conduíte no FBP e ausência de remoção de K com a utilização dos anéis de bambu no FBP. As eficiências médias de remoção de Na e K no sistema de tratamento R1+R2+FBP+D foram de 12 a 82% e de 11 a 61%, nos ensaios 1 a 8, respectivamente, indicando que a associação de reatores utilizada foi adequada para a redução da concentração principalmente de Na, com a utilização dos anéis de bambu no FBP, apesar da sua alta solubilidade.

As concentrações médias de Cu, Fe, Mn e Zn no afluente variaram de 0,6 a 2,4 mg L⁻¹; de 9,0 a 33,2 mg L⁻¹; de 1,7 a 3,7 mg L⁻¹ e de 5,4 a 21,5 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 48). As consideráveis variações na composição de dejetos da suinocultura ocorrem principalmente em virtude do manejo nutricional adotado e fase da vida dos

animais e da diluição dos dejetos (LUDKE & LUDKE, 2002).

TABELA 48. Valores médios e coeficientes de variação (c.v. em %) das concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn no afluente e efluentes e das respectivas eficiências de remoção (E), obtidos durante a operação do sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) na partida e nas fases 1, 2, 3 e 4.

Parâmetros		Fases				CV (%)	Teste F		
		Partida	1	2	3			4	
COV (g DQO _{total} (L d) ⁻¹)	R1	9,2 b	12,9 b	25,2 a	26,0 a	26,7 a	60	10,5**	
	R2	2,6 ab	4,8 a	4,4 a	2,1 b	4,4 a	81	4,2**	
Cu (mg L ⁻¹)	Afluente	1,4 b	1,4 b	0,8 bc	2,4 a	0,6 c	66	17,1**	
	R1	0,8 a	0,5 b	0,2 c	0,1 c	0,1 c	86	21,0**	
	R2	0,6 a	0,4 b	0,1 c	0,1 c	0,2 c	82	24,1**	
	E (%)	R1	47 c	64 bc	77 ab	92 a	79 ab	28	12,8**
		R2	25 -	20 -	50 -	- -	- -	-	-
		R1+R2	51 d	74 bc	85 ab	96 a	68 cd	27	12,6**
Fe (mg L ⁻¹)	Afluente	10,2 c	33,2 a	11,5 c	23,0 b	9,0 c	58	26,3**	
	R1	2,4 b	8,6 a	1,6 b	1,7 b	1,6 b	106	20,2**	
	R2	0,6 b	5,6 a	1,1 b	0,9 b	1,2 b	92	33,2**	
	E (%)	R1	74 a	73 a	83 a	87 a	82 a	25	2,0ns
		R2	75 a	32 b	31 b	47 b	25 b	102	5,6**
		R1+R2	96 a	80 b	89 b	93 a	83 b	17	5,9**
Mn (mg L ⁻¹)	Afluente	1,7 b	3,1 ab	2,5 b	3,7 a	1,8 b	59	7,2**	
	R1	0,7 b	1,2 a	0,5 b	0,5 b	0,5 b	46	23,1**	
	R2	0,6 b	1,2 a	0,5 b	0,5 b	0,5 b	49	23,3**	
	E (%)	R1	59 c	59 c	78 ab	83 a	70 bc	22	10,5**
		R2	- -	- -	- -	- -	- -	-	-
		R1+R2	64 ab	61 b	78 a	79 a	69 b	22	7,5**
Zn (mg L ⁻¹)	Afluente	5,4 b	8,8 b	9,9 b	21,5 a	6,5 b	80	13,2**	
	R1	0,2 b	2,2 a	0,9 ab	1,3 ab	0,6 b	158	3,9**	
	R2	0,05 b	0,97 a	0,35 ab	0,36 ab	0,23 b	198	3,6**	
	E (%)	R1	95 a	77 b	91 a	96 a	90 a	17	6,1**
		R2	75 a	54 a	63 a	70 a	62 a	80	0,6ns
		R1+R2	99 a	88 b	97 a	98 a	95 c	10	5,2**

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey a 5% (P<0,05). ** - Significativo a 1% de probabilidade (P<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (P<0,05); ns - não significativo (P>0,05); P-probabilidade.

No reator UASB (R1) foram observadas eficiências de remoção superiores a 47; 73; 59 e 77% para o Cu, Fe, Mn e Zn, respectivamente. O R2 contribuiu para o aumento das eficiências de remoção do Fe e Zn na partida e fases 1 a 4 e o Cu, na partida e fases 1 e 2. Segundo HAWARY & MULLIGAN (2005; 2007 a e b), a biomassa microbiana proveniente de lodo anaeróbio granulado tem efeitos nas remoções de metais em virtude dos processos de bioadsorção e bioacumulação, as quais consistiram

na habilidade que certos tipos de biomassa têm em acumular metais pesados em soluções aquosas, principalmente, na presença de cálcio no lodo e com valores de pH acima de 5,5. Considerando-se, a presença de lodo biológico no reator UASB e no filtro anaeróbio de fluxo ascendente, a alta capacidade de retenção de sólidos dos reatores anaeróbios, que nas águas residuárias de suinocultura predominaram sólidos suspensos orgânicos e as altas concentrações de nutrientes; a combinação dos mecanismos descritos de acumulação de nutrientes no lodo pode ter provocado as altas remoções de Cu, Fe, Mn e Zn, as quais foram respectivamente de 51 a 96%, 80 a 96%, 61 a 79% e 88 a 99% no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios (R1+R2).

Foram observadas eficiências de remoção, no sistema de tratamento anaeróbio e no pós-tratamento, de 50 a 100% para o Cu; 70 a 97% para o Fe, de 82 a 100% para o Zn e de 72 a 99% para o Mn, durante os ensaios (Tabela 49). No efluente do decantador os valores médios diminuíram para concentrações médias de 0,11; 0,11; 0,10; <0,015; 0,17; 0,05; 0,02 e 0,30 mg L⁻¹ para o Cu; de 0,11; 0,27; 0,08; 0,08; 0,04; <0,015; 0,09 e 0,45 mg L⁻¹ para o Zn; de 0,7; 1,1; 0,9; 0,6; 1,1; 2,5; 0,7 e 0,8 mg L⁻¹ para o Fe de 0,03; 0,15; 0,74; 0,007; 0,35; 0,63; 0,19 e 0,28 mg L⁻¹ para o Mn, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8 (Tabela 49). Portanto, o efluente do decantador atendeu aos limites máximos de lançamento de efluentes, de 1,0 mg L⁻¹ para o Cu, 15 mg L⁻¹ para o Fe, 1,0 mg L⁻¹ para o Mn e 5,0 mg L⁻¹ para o Zn, estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA na Resolução 357 (BRASIL, 2005).

Os limites máximos estabelecidos na Resolução 357 pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2005) para as concentrações em cursos d'água doce de classe de 3 são de 0,013 mg L⁻¹ para o Cu solúvel, 5 mg L⁻¹ para o Fe, 0,5 mg L⁻¹ para o Mn e 5 mg L⁻¹ para o Zn. Estas águas podem ser destinadas para à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras. Portanto, o efluente do decantador obtido durante a operação do sistema de tratamento composto pelo reator UASB e filtro anaeróbio, em série, seguidos do FBP e decantador (D), poderiam ser utilizados na irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, quanto à presença de Zn e Fe, nos oito ensaios e a presença de Mn nos ensaios 1, 2, 4, 5, 7 e 8.

TABELA 49. Valores médios e coeficientes de variação (c.v. em %) das concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn no afluente e efluentes e das respectivas eficiências de remoção (E), obtidos durante a operação do sistema de tratamento composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D) nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8

Parâmetros	Ensaio								Teste F			
	1	2	3	4	5	6	7	8				
Cu	R2	0,25 bc	0,48 a	0,20 bcd	0,02 d	0,18 b	0,03 d	0,06 cd	0,27 b	89	11,8**	
	FBP	0,07 bcd	0,11 bc	0,13 b	0,02 cd	0,14 b	n.d	0,05 bc	0,32 a	80	19,6**	
	D	0,11 bc	0,11 bc	0,10 bc	n.d.	0,17 b	0,05 c	0,02 c	0,30 a	94	11,6**	
	Sistema	73	74	38	0	22	100	16	18	-	-	-
E (%)	D	0	0	23	100	0	0	60	6	-	-	
	FBP+D	56	75	50	100	5	0	66	0	-	-	
	Sistema	92	84	87	100	93	95	98	50	18	13,5**	
	R2	3,6 b	7,6 a	1,3 c	0,9 c	1,1 c	0,7 c	1,7 c	0,8 c	73	30**	
Fe	FBP	0,5 b	1,2 a	0,7 ab	0,5 b	0,8 a	0,6 ab	0,9 ab	1,1 ab	75	2,9**	
	D	0,7 b	1,1 b	0,9 b	0,6 b	1,1 b	2,5 a	0,7 b	0,8 b	92	5,1**	
	FBP	80 a	82 a	51 abc	40 abc	24 b	14 c	44 abc	-	-	110	7,2**
	D	-	-	-	-	-	-	-	25	-	-	
Zn	FBP+D	80	85	84	33	-	-	55	-	-	-	
	Sistema	97	96	81 bc	94 ab	96	70 c	88	88	14	7,1**	
	R2	0,42 b	1,52 a	0,40 b	0,31 b	0,71 a	0,02 b	0,07 b	0,39 b	180	4,1**	
	FBP	0,12 b	0,25 b	0,25 b	0,16 b	0,25 b	0,11 b	0,20 b	0,91 a	159	4,6**	
Mn	D	0,11 b	0,27 a	0,08 b	0,08 b	0,04 b	n.d.	0,09 b	0,45 a	176	4,7**	
	FBP	70	83	37	48	63	-	-	-	-	-	
	D	-	-	65	50	80	100	55	50	-	-	
	FBP+D	73	80	80	74	94	100	-	-	-	-	
E (%)	Sistema	98	95	99	96	99	100	99	82	11	4,1**	
	R2	0,97 b	1,40 a	0,52 cd	0,40 cd	0,65 bcd	0,34 d	0,69 bc	0,37 cd	42	23,4**	
	FBP	0,06 c	0,13 bc	0,34 a	0,12 bc	0,31 a	0,27 ab	0,32 a	0,43 a	58	10,7**	
	D	0,03 a	0,15 a	0,74 a	0,007 a	0,35 a	0,63 a	0,19 a	0,28 a	242	1,8S	
E (%)	FBP	92	90	36 acd	68 ab	54 bc	25 d	52 bcd	-	45	22,7**	
	D	50	-	-	90	-	-	38	35	-	-	
	FBP+D	95	87	-	92	36 b	-	70	21	291	3,0**	
	Sistema	98	94	77 bc	99	93	78 bc	91	72	18	6,5**	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey a 5% (p<0,05). ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade; Sistema :R1+R2+FBP+D; n.d <0,015 mg L⁻¹

5.9.5 Potássio, cálcio, magnésio, sódio, cobre, zinco, manganês e ferro no lodo do reator UASB (R1) e dos interstícios do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2).

Neste trabalho determinou-se a ocorrência de macro e micronutrientes no lodo dos reatores (R1) e (R2) e as suas concentrações estão apresentadas nas Tabelas 50 e 51.

Segundo HAWARI & MULLIGAN (2005; 2007a e b), a biomassa microbiana pode ser considerada um trocador de íons de origem biológica. Um grande número de microrganismos pertencentes a vários grupos, como as bactérias, fungos, leveduras e algas são descritos como aglutinadores de metais. Dois diferentes processos podem estar envolvidos nas trocas dos íons metálicos entre biomassa viável e não viável. O primeiro processo é independente da atividade metabólica celular, e é referida como biosorção ou troca passiva, pois os íons metálicos ficam na superfície da célula. O outro processo envolve a passagem dos íons metálicos através da membrana, este processo é conhecido como intracelular ou bioacumulação. Este processo pode ser observado para os metais como o Cu, Cd, Ni, Zn, Mn, Sr, Co.

O Ca, o P, o K e o Mg foram os elementos encontrados em maiores concentrações, na base seca, no lodo dos reatores R1 e R2, em todos os pontos de coleta, conforme descrito na Tabela 50 e Figuras 59 e 60.

Segundo OLIVEIRA (1997), um dos mecanismos de remoção de nutrientes é a precipitação seguida de retenção no lodo com a formação da estrovita ($MgNH_4PO_4$) e vivianita ($Fe_3PO_4 \cdot 8H_2O$), além da $CaHPO_4$ as quais podem representar uma das principais formas de retirada, principalmente, de N e P, assim como do Ca, Fe e Mg das águas residuárias, como as provenientes da suinocultura, tratadas em sistemas anaeróbio-aeróbio.

Para o Cu, Zn e Mn, com eficiências médias de remoção acima de 47% no R1 (Tabela 48), podem-se atribuir a bioadsorção e bioacumulação destes no lodo biológico anaeróbio, conforme constatado por HAWARI & MULLIGAN (2005; 2007 a e b). Na Tabela 51 e Figuras 59 e 60, observa-se que estes micronutrientes estão presentes em concentrações altas no lodo dos reatores. OLIVEIRA (1997) utilizando microanálises de

energia dispersiva de raios (EDX) pontuais e em linha ao longo da parede de grânulos cortados transversalmente, observou na camada interna e externa do grânulo P, Ca e Si como principais constituintes, seguidos de Al, Fe, S, Zn e em menores proporções Cu, K, Mg, Mn e Ni.

TABELA 50. Valores médios das concentrações de fósforo total (FT), Ca, Mg, Na e K na massa seca de lodo coletado nos pontos de amostragem da manta do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2), no final das fases 1, 2, 3 e 4.

Fases		Nutrientes (mg (kg base seca) ⁻¹)							
		Reator UASB (R1)				Filtro anaeróbico (R2)			
		1	2	3	4	1	2	3	4
FT	P1	9019	8779	9016	7318	8779	11537	18607	11604
	P2	2469	2377	2082	1787	2377	12997	10203	12268
	P3	16262	1524	1320	1268	1524	5110	9933	5031
	P4	16874	3570	1818	16779	3570	6044	11588	588
	P5	20626	9077	11996	20160	9077	21017	12407	8824
Ca	P1	28979	43494	65592	43237	62589	36000	54669	43237
	P2	8340	11727	11325	65432	25063	53660	50564	65432
	P3	91575	7808	7583	23274	18936	25540	26647	23274
	P4	102239	302289	11415	18868	47289	30080	30453	18869
	P5	95884	68244	71555	26735	60976	109055	58032	26735
Mg	P1	6415	6482	5713	6228	9050	7213	10030	10352
	P2	1533	1575	1386	1446	4734	9200	6322	11035
	P3	9406	1001	976	1064	4446	3953	7395	4567
	P4	10571	3426	1339	15950	5141	4096	8146	5542
	P5	15582	6369	8917	22228	5582	14861	8720	8500
Na	P1	2158	2973	3453	1456	2744	2343	3261	2795
	P2	439	528	441	269	1880	4025	3088	3822
	P3	2841	392	353	195	2053	2484	3682	1198
	P4	3368	3894	520	3151	2602	2335	3241	1738
	P5	5733	1725	2986	4122	3202	8066	5531	4914
K	P1	11205	10231	16133	9316	10550	10811	9896	14393
	P2	2151	2713	1827	2183	5936	13743	8198	18962
	P3	13976	1737	2250	1680	7983	8272	6784	661
	P4	16026	5367	3325	25114	7938	10372	7201	9006
	P5	12222	4910	20794	33546	8802	37644	15235	18029

As baixas concentrações de Na, no lodo do R1 e do R2, de 269 a 5733 e de 1800 a 8066 mg (kg base seca)⁻¹ (Tabela 50) relacionam-se com as baixas remoções

deste elemento no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2).

TABELA 51. Valores médios das concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn na massa seca de lodo coletado nos pontos de amostragem do lodo dos reatores R1 e R2, ao final das fases 1, 2, 3 e 4.

Fases		Nutrientes (mg(kg base seca) ⁻¹)							
		Reator UASB (R1)				Filtro anaeróbio (R2)			
		1	2	3	4	1	2	3	4
Cu	P1	1511	1349	1422	617	2157	2129	2505	1238
	P2	371	362	323	203	1092	1882	1664	1150
	P3	2443	298	280	140	838	775	2247	444
	P4	2700	217	390	2111	1142	940	2348	753
	P5	3527	1561	2637	2497	1473	3423	1564	809
Fe	P1	5715	3888	5164	3476	5944	5736	9976	4458
	P2	1284	1004	1256	984	2396	5147	4116	5637
	P3	8525	762	864	677	2912	2039	5112	1476
	P4	9430	1008	1366	10245	3237	2419	5829	1244
	P5	12332	5129	9095	12448	4020	8307	4697	1251
Mn	P1	847	992	834	625	1377	1218	1524	1241
	P2	181	201	199	145	661	1412	1013	1557
	P3	1186	145	142	107	830	658	1576	531
	P4	1370	177	217	1593	828	798	1778	554
	P5	3085	1291	1430	1628	1048	2947	1225	587
Zn	P1	3977	4184	3424	2741	5247	3515	5474	5966
	P2	1222	780	1176	690	3558	5914	3789	7687
	P3	8416	544	909	553	3531	1833	4739	2825
	P4	9149	483	1342	8269	2669	2284	5212	3015
	P5	12174	6339	8783	11371	3294	7824	4815	3977

Observando-se na Tabela 51 e Figura 59, verificam-se concentrações de Cu e Zn, no lodo do R1, de 203 a 371 mg (kg base seca)⁻¹ e de 690 a 1222 mg (kg base seca)⁻¹, respectivamente, nas fases 1 a 4, no segundo ponto de amostragem, as quais atendem aos limites estabelecidos na Resolução do CONAMA nº 375, 29/08/06, para o uso agrícola do lodo de esgoto e de produtos derivados. Na Resolução CONAMA nº375, 29/08/06 os limites máximos de concentração de Cu e Zn são de 1500 e 2800 mg (kg base seca)⁻¹, respectivamente. Nas fases 2, 3 e 4 e fases 3 e 4, para os pontos de amostragem 3 e 4 do R1, e nas fases 1, 2 e 4, para o ponto e amostragem 3 do R2, também são atendidos os limites máximos de Cu e Zn, para o uso agrícola do lodo. OLIVEIRA & DUDA (2009) observaram concentrações médias menores de Cu e Zn, de 490 a 1250 e de 600 a 1370 mg (kg base seca)⁻¹, respectivamente, no lodo de um reator anaeróbio em batelada sequencial (ASBR) tratando águas residuárias de

suinocultura, indicando que pode ocorrer interferência do tipo de reator na acumulação de metais no lodo anaeróbio.

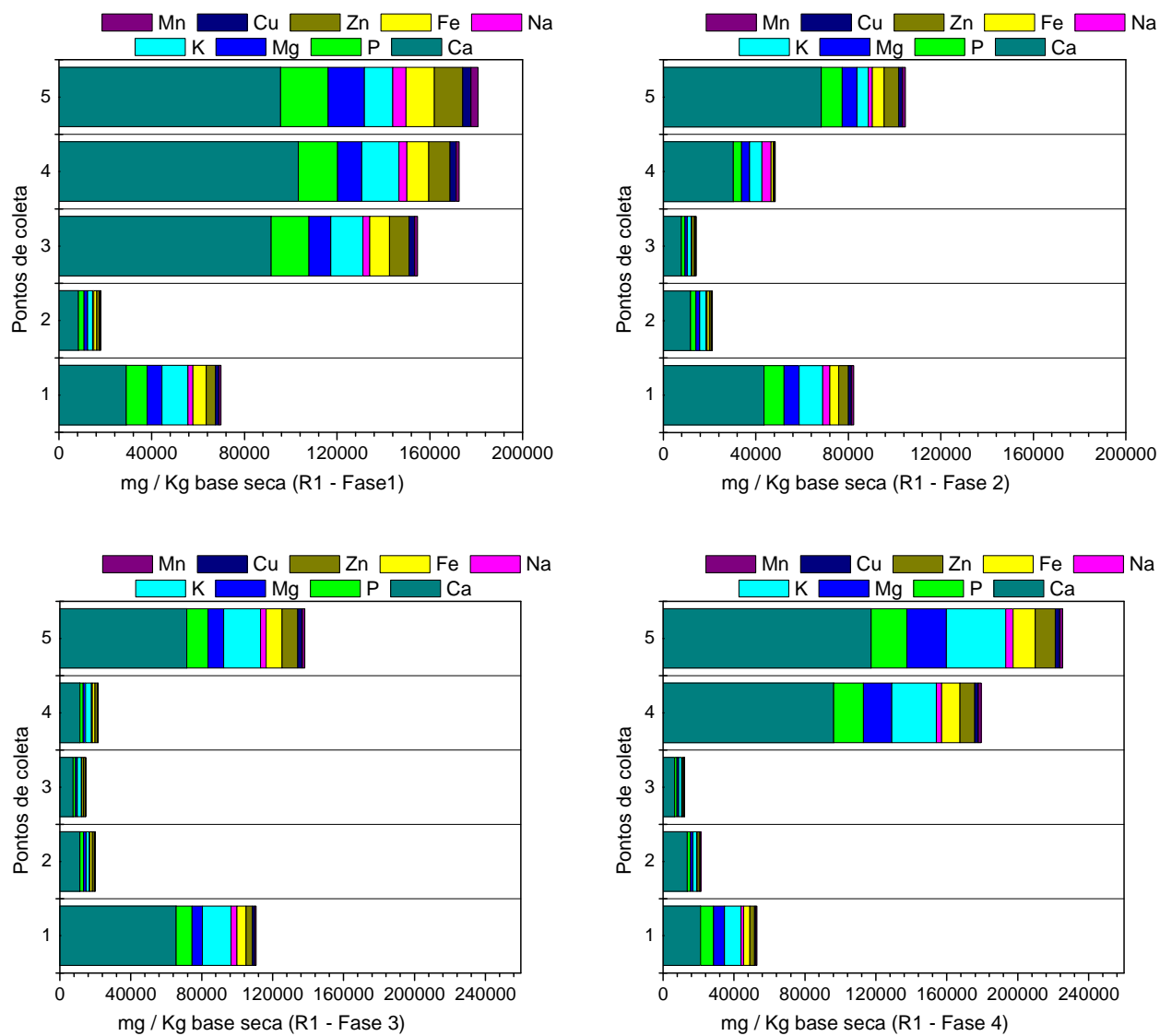


FIGURA 59. Valores médios das concentrações de Ca, P, Mg, K, Na, Fe, Zn, Cu e Mn na massa seca de lodo coletado nos pontos de amostragem da manta do reator UASB (R1), no final das fases 1, 2, 3 e 4.

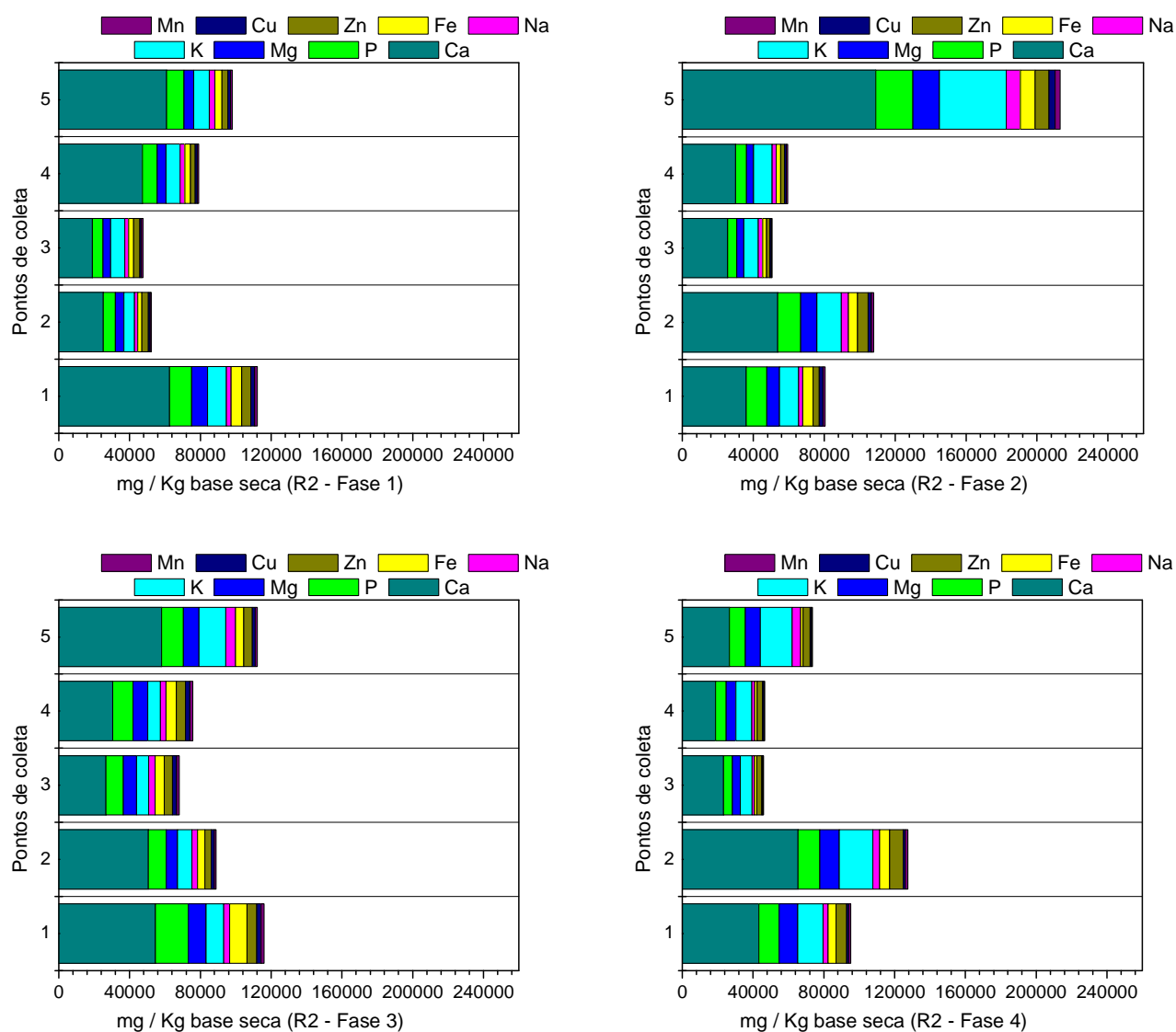


FIGURA 60. Valores médios das concentrações de Ca, P, Mg, K, Na, Fe, Zn, Cu e Mn na massa seca de lodo intersticial coletado nos pontos de amostragem do leito do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), no final das fases 1, 2, 3 e 4.

5. 10 Coliformes totais e termotolerantes

No afluente foram observadas concentrações de $9,2 \times 10^7$; $1,3 \times 10^6$; $9,0 \times 10^9$; $3,6 \times 10^7$; $4,4 \times 10^6$; $4,3 \times 10^7$; $1,0 \times 10^7$; $1,9 \times 10^7$ e $1,1 \times 10^8$ NMP/100mL de coliformes

termotolerantes, na partida e ensaios 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente (Tabelas 52 e 53).

TABELA 52. Valores médios de número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e respectivas eficiências de remoção no sistema de tratamento composto por reator UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador, na partida e ensaios 1, 2, 3 e 4.

Local de amostragem		Coliformes termotolerantes		Coliformes totais	
		NMP/100 mL	% remoção	NMP/100 mL	% remoção
Partida	Afluente	$9,2 \times 10^7$	-	$9,2 \times 10^7$	-
	R1	$8,0 \times 10^5$	98,10	$8,0 \times 10^5$	98,10
	R2	$1,2 \times 10^5$	85,00	$1,2 \times 10^5$	85,00
	R1+R2	-	99,86	-	99,86
Ensaio 1	Afluente	$1,3 \times 10^6$	-	$1,3 \times 10^6$	-
	R1	$3,1 \times 10^5$	76,15	$8,6 \times 10^5$	33,84
	R2	$1,4 \times 10^6$	-	$1,9 \times 10^6$	-
	FBP	$1,1 \times 10^6$	21,43	$1,1 \times 10^6$	42,05
	Decantador	$5,7 \times 10^5$	48,18	$1,1 \times 10^6$	-
	Sistema	-	56,15	-	15,38
Ensaio 2	Afluente	$9,0 \times 10^9$	-	$9,0 \times 10^9$	-
	R1	$2,4 \times 10^8$	97,33	$2,4 \times 10^8$	97,33
	R2	$1,1 \times 10^8$	54,16	$1,1 \times 10^8$	54,16
	FBP	$1,5 \times 10^6$	98,6	$1,5 \times 10^6$	98,6
	Decantador	$4,6 \times 10^5$	69,33	$4,6 \times 10^5$	69,33
	Sistema	-	99,99	-	99,99
Ensaio 3	Afluente	$3,6 \times 10^7$	-	$3,6 \times 10^7$	-
	R1	$8,0 \times 10^6$	77,77	$8,0 \times 10^6$	77,77
	R2	$2,3 \times 10^6$	71,25	$2,3 \times 10^6$	71,25
	FBP	$9,0 \times 10^4$	96,08	$2,0 \times 10^5$	91,30
	Decantador	$2,4 \times 10^4$	73,33	$2,4 \times 10^5$	-
	Sistema	-	99,93	-	99,33
Ensaio 4	Afluente	$4,4 \times 10^6$	-	$4,6 \times 10^6$	-
	R1	$2,4 \times 10^6$	45,45	$2,4 \times 10^6$	47,82
	R2	$2,4 \times 10^6$	-	$3,5 \times 10^6$	-
	FBP	$1,5 \times 10^6$	37,50	$1,9 \times 10^6$	47,71
	Decantador	$1,1 \times 10^6$	26,66	$1,1 \times 10^6$	42,10
	Sistema	-	75,00	-	76,08

FERNANDES (2004), RAMIRES (2005) e SANTANA (2008) observaram em

águas residuárias de suinocultura, coliformes totais da ordem de 10^{10} a 10^{11} ; de 10^8 a 10^{10} e de 10^6 a 10^8 NMP/100 mL, respectivamente, e de coliformes termotolerantes da ordem de 10^9 a 10^{10} ; de 10^8 a 10^9 , e de 10^6 a 10^8 NMP/100 mL. Estes valores aproximam-se aos encontrados neste estudo.

TABELA 53. Valores médios de número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e respectivas eficiências de remoção no sistema de tratamento composto por reator UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador, nos ensaios 5, 6, 7 e 8.

Local de amostragem	Coliformes termotolerantes		Coliformes totais		
	NMP/100 mL	% remoção	NMP/100 mL	% remoção	
Ensaio 5	Afluente	$4,3 \times 10^7$	-	$4,4 \times 10^7$	-
	R1	$7,5 \times 10^4$	99,82	$7,5 \times 10^4$	99,82
	R2	$2,3 \times 10^4$	69,33	$1,4 \times 10^5$	99,68
	FBP	$6,8 \times 10^3$	70,43	$4,7 \times 10^5$	-
	Decantador	$2,2 \times 10^3$	67,64	$5,6 \times 10^4$	88,08
	R1+R2	-	99,94	-	99,68
	Sistema	-	99,99	-	99,87
Ensaio 6	Afluente	$1,0 \times 10^7$	-	$1,1 \times 10^7$	-
	R1	$6,7 \times 10^6$	33,00	$1,1 \times 10^7$	-
	R2	$9,3 \times 10^5$	86,11	$9,3 \times 10^5$	91,54
	FBP	$1,7 \times 10^4$	98,17	$2,4 \times 10^4$	97,41
	Decantador	$1,1 \times 10^4$	35,20	$2,4 \times 10^4$	-
	R1+R2	-	90,70	-	91,54
	Sistema	-	99,89	-	99,78
Ensaio 7	Afluente	$1,9 \times 10^7$	-	$1,9 \times 10^7$	-
	R1	$1,8 \times 10^6$	90,52	$1,8 \times 10^6$	90,52
	R2	$1,5 \times 10^5$	91,61	$1,5 \times 10^5$	91,61
	FBP	$9,3 \times 10^4$	38,00	$9,3 \times 10^4$	38,00
	Decantador	$6,8 \times 10^4$	26,83	$6,8 \times 10^4$	26,83
	R1+R2	-	99,21	-	99,21
	Sistema	-	99,64	-	99,64
Ensaio 8	Afluente	$1,2 \times 10^8$	-	$1,2 \times 10^8$	-
	R1	$2,6 \times 10^5$	99,78	$2,6 \times 10^5$	99,78
	R2	$6,5 \times 10^5$	-	$6,5 \times 10^5$	-
	FBP	$3,0 \times 10^5$	53,82	$3,0 \times 10^5$	53,8
	Decantador	$2,7 \times 10^5$	-	$2,7 \times 10^5$	-
	R1+R2	-	99,45	-	99,45
	Sistema	-	99,77	-	99,77

As altas contagens de coliforme totais e termotolerantes observadas no afluente podem estar relacionadas com a utilização de águas residuárias de suinocultura "brutas

e frescas". FERREIRA et al. (2003) observou o decréscimo de *Escherichia coli* de $7,1 \times 10^7$ para $9,9 \times 10^5$ NMP/100 mL após armazenamento de águas residuárias de suinocultura em um tanque com TDH de 24 h.

As maiores eficiências de remoção de coliformes termotolerantes, de 99,99 e 99,99% e de 99,94 e 99,99% nos sistemas de tratamento R1+R2 e R1+R2+FBP+D ocorreram nos ensaios 2 e 5, com os TDH para o sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento, de 44,7 e 66,6 h.

Verificaram-se eficiências de remoção de coliformes termotolerantes acima de 56% no sistema de tratamento (R1+R2+FBP+D), mas com concentrações nos efluentes acima de $2,2 \times 10^3$ NMP/100 mL. Para a aplicação de águas doces para a irrigação de plantas, de acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357,17/03/05, os limites de coliformes termotolerantes são de 200, 1000 e 4000 NMP/100 mL em corpos d'água de classe 1, 2 e 3. Portanto, no ensaio 5, o efluente do decantador poderia ser utilizado como água para de irrigação de arbóreas, cerealíferas e forrageiras; tomando-se por base a Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, em corpos de água da classe 3, que toleram até 4000 NMP/100 mL.

COSTA & MEDRI (2002) obtiveram eficiências de remoção similares as observadas neste trabalho, de 99,99% para coliformes termotolerantes e concentrações no efluente final de $2,7 \times 10^3$ NMP/100 mL, trabalhando com duas lagoas anaeróbias, uma lagoa facultativa e uma lagoa utilizando aguapés com TDH total de 154 dias, no tratamento de águas residuárias de suinocultura com concentrações de DQO de 15153 mg L^{-1} .

5.11 Atividade específica da microbiota

As atividades hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica da microbiota do lodo de inóculo foram de 0,144; 0,485; 0,160; 0,130 e 0,120 $\text{mmolCH}_4 \text{ (g SVT h)}^{-1}$ (Tabela 54), evidenciando maior potencial para a conversão da glicose a ácidos graxos voláteis, ou seja, a acidogênese. As atividades hidrolítica, acetogênica e metanogênica acetotrófica do lodo do R1, ao final da fase 1, aumentaram em relação ao lodo de inóculo, e foram de 0,257; 0,408 e 0,198

mmol CH₄ (g SV h)⁻¹, respectivamente, e as atividade acidogênica e metanogênica hidrogenotrófica diminuíram para 0,198 e 0,093 mmol CH₄ (g SV h)⁻¹ (Tabela 54).

TABELA 54. Valores médios de atividade hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica da microbiota do lodo de inoculo, do lodo proveniente da manta do reator UASB (R1) e do lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), no final das fases 1, 2, 3 e 4.

Atividade			Hidrolítica	Acidogênica	Acetogênica	Metanogênica acetotrófica	Metanogênica hidrogenotrófica
Fonte			amido	glicose	propionato + butirato	acetato	formiato
Fase	TDH(h)		Mmol CH ₄ (g SV h) ⁻¹				
-	-	inoculo	0,144±0,01	0,485±0,03	0,159±0,02	0,133±0,01	0,119±0,02
1	24,0	R1	0,257±0,04	0,198±0,04	0,408±0,05	0,198±0,007	0,093±0,04
	11,7	R2	0,252±0,01	0,207±0,03	0,195±0,03	0,148±0,002	0,100±0,001
2	12,0	R1	0,259±0,01	0,238±0,02	0,444±0,04	0,202±0,03	0,108±0,07
	5,8	R2	0,233±0,01	0,168±0,01	0,239±0,02	0,193±0,005	0,077±0,001
3	24,0	R1	0,104±0,001	0,111±0,02	0,325±0,01	0,187±0,04	0,067±0,01
	13,2	R2	0,119±0,02	0,101±0,01	0,116±0,007	0,127±0,01	0,066±0,01
4	12,0	R1	0,130±0,02	0,182±0,01	0,481±0,02	0,323±0,03	0,090±0,01
	6,6	R2	0,205±0,01	0,210±0,05	0,246±0,03	0,316±0,05	0,095±0,001

As atividades hidrolítica metanogênica acetotrófica no R1, no final das fases 1 e 2, foram próximas, mesmo com o decréscimo do TDH de 24 para 12 h e o aumento da COV de 12,9 para 25,2 g DQOtotal (L d)⁻¹ (Figura 61). No final da fase 3 foram observadas as menores atividades hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica do lodo no R1, com a aplicação de COV de 26,0 g DQOtotal (L d)⁻¹. Na fase 3 foram registradas temperaturas médias do ar de 24,5°C e as maiores remoções de DQOtotal e SST, de 94%, e com produções volumétricas de metano de 0,798 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹, que não diferiram da fase 2. Na fase 3, também foram observadas as menores taxas de carregamento orgânico no lodo e DQO removida convertida em CH₄ no R1, de 0,94 g DQOtotal (g SV)⁻¹ e 8,5 %, respectivamente. Isto pode indicar que a maior parte da DQO foi removida fisicamente,

o que pode ter ocasionado os maiores TRS nesta fase, de 148 dias, e ocupado o reator com menor proporção de biomassa ativa.

Os maiores valores de atividade observadas no R1 foram das acetogênica, as quais apresentaram mesma tendência que as atividades acidogênicas e metanogênicas acetotrófica, ou seja, o aumento da acidogênese quando a produção de ácidos graxos de cadeia maior que a do acetato, houve correspondente acréscimo da acetogênese e conseqüentemente maior quantidade de substrato para a metanogênese acetotrófica (Figura 62).

As atividades hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica no lodo do R2, no final das fases 1, 2, 3 e 4, foram de 0,252; 0,207; 0,195; 0,148 e 0,100 mmol CH₄ (g SV h)⁻¹, de 0,233; 0,168; 0,239; 0,193 e 0,077 mmol CH₄ (g SV h)⁻¹, de 0,119; 0,101; 0,116; 0,127 e 0,066 mmol CH₄ (g SV h)⁻¹ e de 0,205; 0,210; 0,246, 0,316 e 0,095 mmol CH₄ (g SV h)⁻¹, respectivamente (Tabela 54).

As atividades acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica no R2 foram menores que as observadas no lodo do R1, exceto a hidrolítica na fase 3 e a hidrolítica e acidogênica na fase 4, com o aumento da COV para valores próximos a 26 g DQO_{total} (L d)⁻¹. Isto evidencia mais uma característica diferente do lodo do R1 e R2, conseqüência da separação do processo anaeróbio em dois estágios, principalmente, para a atividade acetogênica, indicando a predominância da produção de acetato no R1 e conseqüentemente conversão a metano, mesmo com as altas COV aplicadas no R1 (de 9,2 a 26,7 g DQO_{total} (L d)⁻¹).

As menores atividades hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica do lodo do R2 ocorreram na fase 3, como também observado para o R1, com a aplicação dos maiores TDH (Figura 62).

OLIVEIRA (1997) avaliou a AME de lodo proveniente de reator UASB, tratando águas residuárias de suinocultura com SST de 0,5 a 2,0 g L⁻¹, aplicando COV de 0,82 a 6,07 g DQO total (L d)⁻¹, e utilizou como fonte de substrato o acetato, propionato, butirato e formiato de forma conjunta, aplicando a relação S₀/X₀ de 0,13 a 0,24 g DQO (g SV)⁻¹, e obteve valores menores de AME, de 0,01 a 0,13 mmol CH₄ (g SSV h)⁻¹,

predominantemente inferiores, em relação aos encontrados neste trabalho, em virtude das menores relações S_o/X_o .

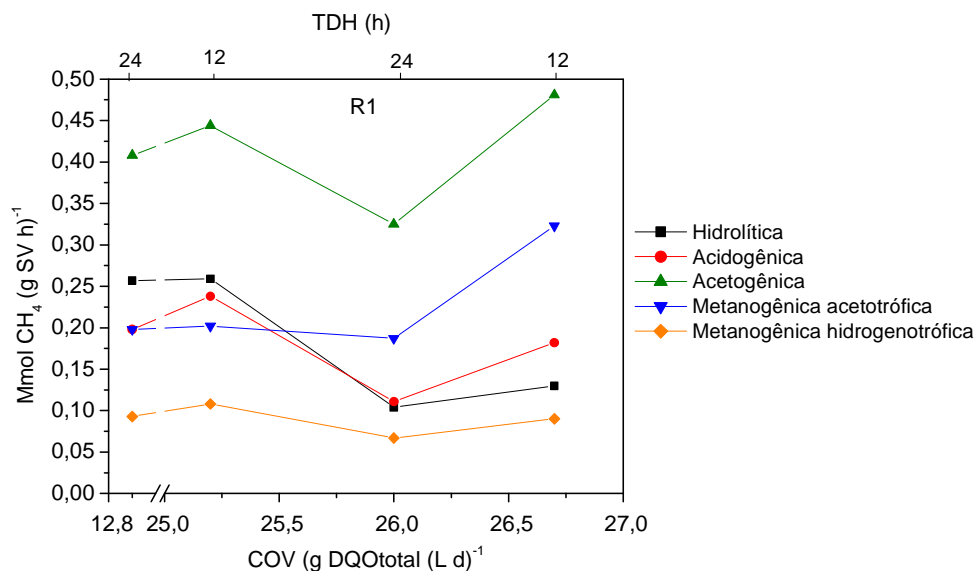


FIGURA 61. Valores de atividades hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica da microbiota do lodo proveniente da manta do reator UASB (R1) no final das fases 1, 2, 3 e 4.

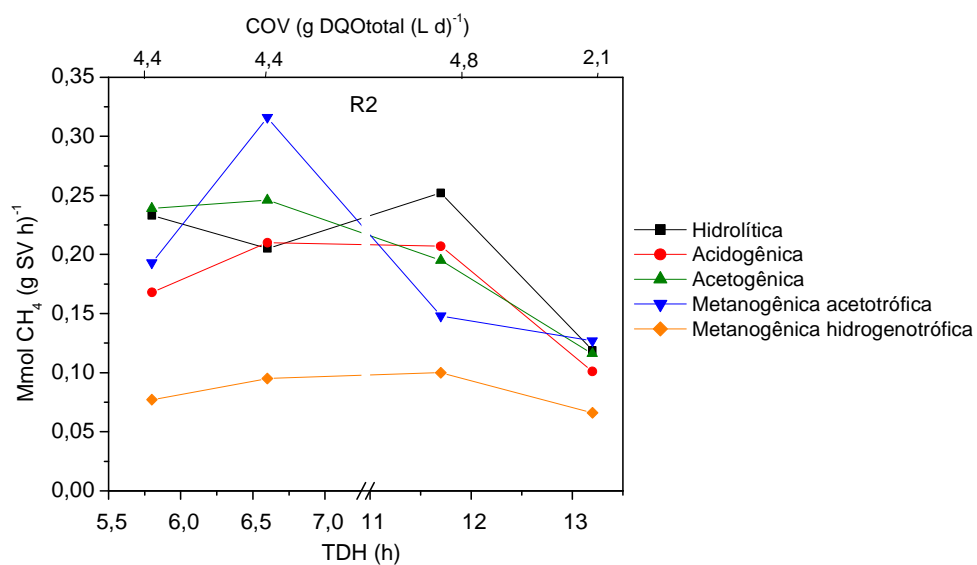


FIGURA 62. Valores de atividade hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica da microbiota do lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), no final das fases 1, 2, 3 e 4.

SANTANA (2008) obteve atividades hidrolítica, acidogênica, acetogênica, metanogênica acetotrófica e metanogênica hidrogenotrófica em um reator UASB tratando águas residuárias de suinocultura com COV de 26 g DQOtotal (L d)⁻¹, TDH de 14 h, e temperatura média do ar de 20°C, de 0,068; 0,063; 0,179; 0,112 e 0,050 mmol CH₄ (g SSV h)⁻¹, ou seja, valores inferiores aos observados neste estudo para a aplicação de COV e TDH semelhantes.

Os valores médios das cargas orgânicas aplicadas nos frascos reatores variaram de 0,43 a 0,57 durante as quatro fases (Tabela 55). Segundo CHO et al. (2005) menores cargas orgânicas volumétricas aplicadas nos frascos reatores podem diminuir a atividade. Portanto, os autores recomendaram uma carga orgânica próxima a 0,5 g DQOtotal (g SV⁻¹), conforme utilizado neste trabalho.

Nos anexos 2.1 a 2.18 estão apresentadas às curvas com os valores de produção de metano do lodo de inóculo, lodo do reator UASB (R1) e lodo intersticial do filtro anaeróbio (R2) no final das fases 1, 2, 3 e 4, em função do tempo do ensaio, para cada uma das fontes de substrato adicionadas.

TABELA 55. Valores médios das cargas orgânicas aplicadas nos frascos reatores dos ensaios de atividade da microbiota para o lodo de inoculo e o lodo proveniente do reator UASB e do filtro anaeróbio, no final das fases 1 a 4.

Atividade			Hidrolítica	Acidogênica	Acetogênica	Metanogênica acetotrófica	Metanogênica hidrogenotrófica
			amido	glicose	propionato + butirato	acetato	formiato
Fase	TDH (h)		S0/Xo (g DQOtotal (gSV ⁻¹))				
-	-	inóculo	0,57	0,53	0,51	0,49	0,50
1	24,0	R1	0,50	0,57	0,46	0,59	0,50
	11,7	R2	0,48	0,50	0,55	0,47	0,46
2	12,0	R1	0,52	0,48	0,47	0,49	0,50
	5,8	R2	0,51	0,49	0,48	0,49	0,49
3	24,0	R1	0,52	0,51	0,55	0,54	0,46
	13,2	R2	0,45	0,39	0,45	0,54	0,43
4	12,0	R1	0,50	0,52	0,53	0,55	0,52
	6,6	R2	0,52	0,51	0,51	0,53	0,49

S0/Xo – relação alimento / microrganismo

5.12 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

Foram submetidas à observação em microscópio eletrônico de varredura (MEV) as amostras de grânulos do lodo do reator UASB (R1) e do lodo intersticial do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2). Também foram observados em microscópio eletrônico de varredura (MEV) os anéis de bambu e de conduíte dos leitos fixos do R2 e do filtro biológico percolador. Na Figura 63 estão apresentadas as eletromicrografias de grânulos utilizados como inóculo do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio (R2). Verificou-se arranjo disperso das morfologias semelhantes à *Methanosaeta*, além de bacilos e cocos entre filamentos de diferentes espessuras, por todas as regiões do grânulo.

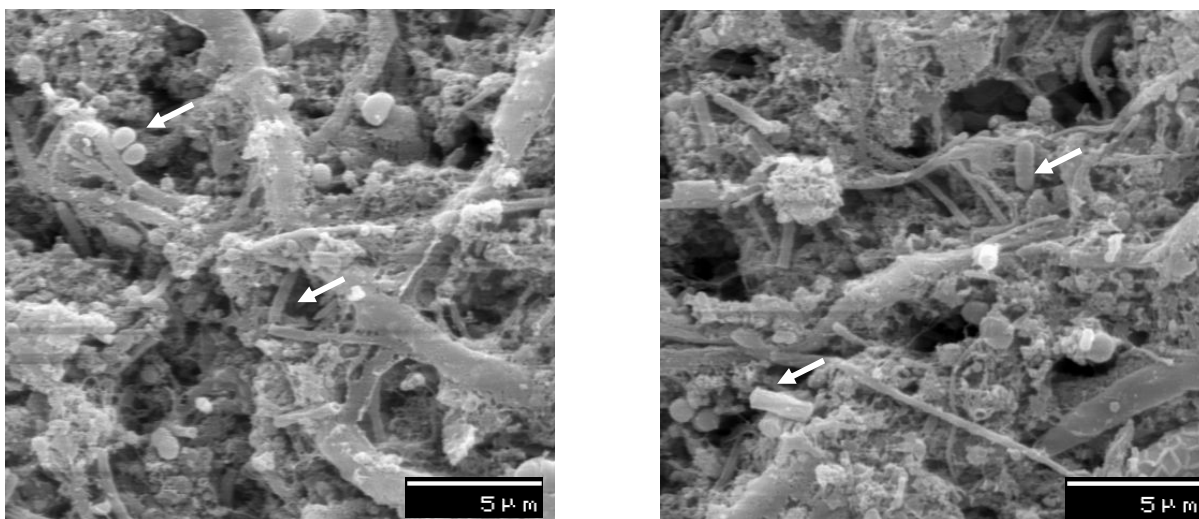


FIGURA 63. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulo de lodo utilizado como inóculo do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio (R2).

No final da fase 1, no R1 e R2, com a aplicação de COV médias de 12,9 e 4,8 g DQO_{total} (L d)⁻¹, respectivamente, foi observada alteração nas características morfológicas com predominância de bacilos ovalados e cocos em toda a região interna de grânulo (Figuras 64 e 65). Na fase 2, com o decréscimo do TDH para 12 h e o aumento da COV para 25,2 g DQO_{total} no R1, foi observado nova mudança nas características morfológicas nos grânulos do lodo, com o predomínio de cocos (Figura

66 A e B). A predominância de cocos nos grânulos de reatores UASB tratando águas residuárias de suinocultura também foi relatada por PEREIRA (2003). O TDH e as COV aplicadas por PEREIRA (2003) variaram de 62 a 16h e de 4,5 a 18,6 g DQOtotal (L d)⁻¹, respectivamente.

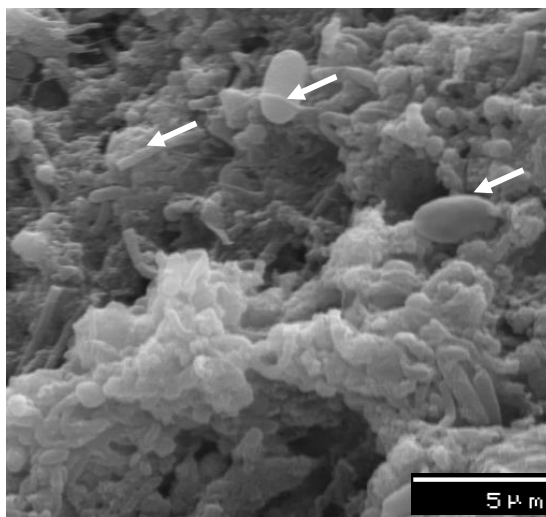


FIGURA 64. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) do grânulo do lodo do reator UASB (R1) no final da fase 1.

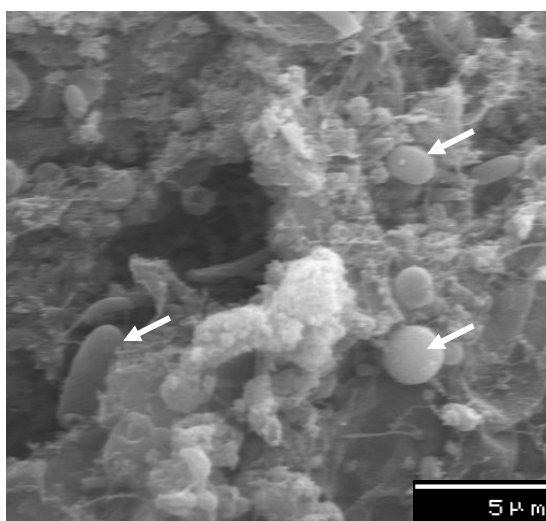


FIGURA 65. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulo de lodo intersticial do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), no final da fase 1.

No R2, no final da segunda fase, além da predominância de cocos nos grânulos (Figura 66), também foram encontrados protozoários (Figura 67 e 68).

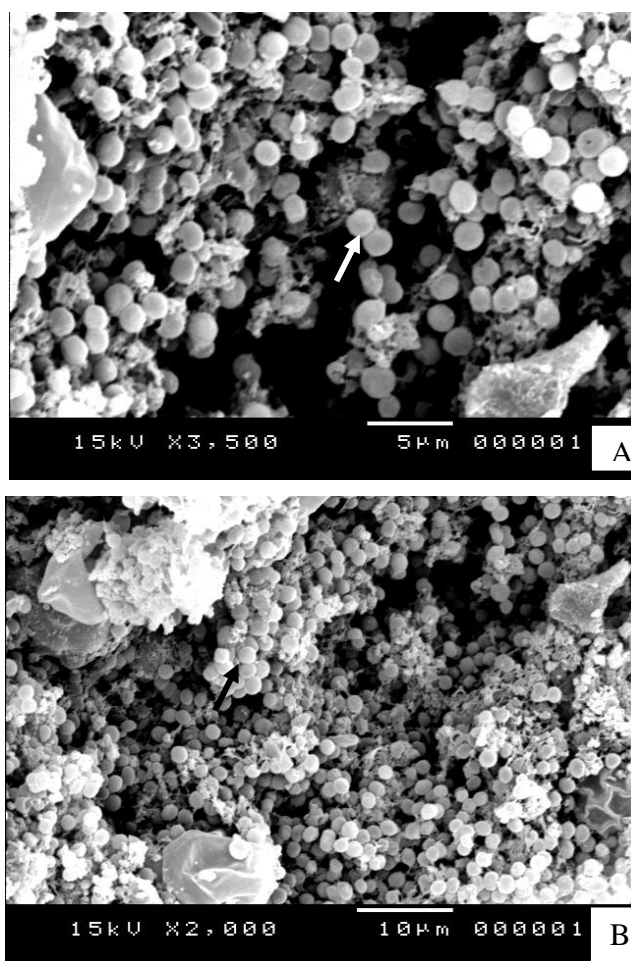


FIGURA 66. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo do reator UASB (R1), no final da fase 2.

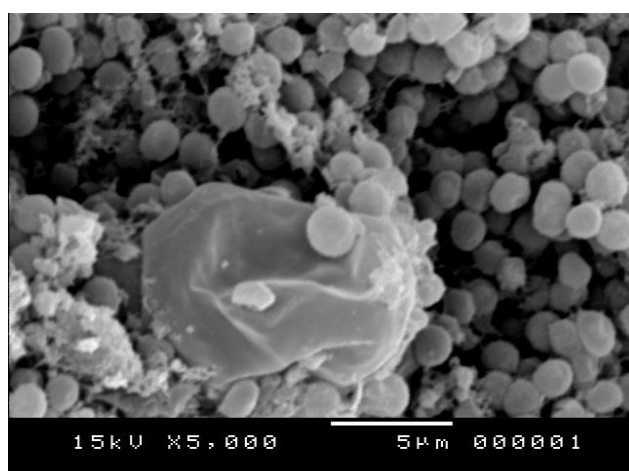


FIGURA 67. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo intersticial do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2) no final da fase 2.

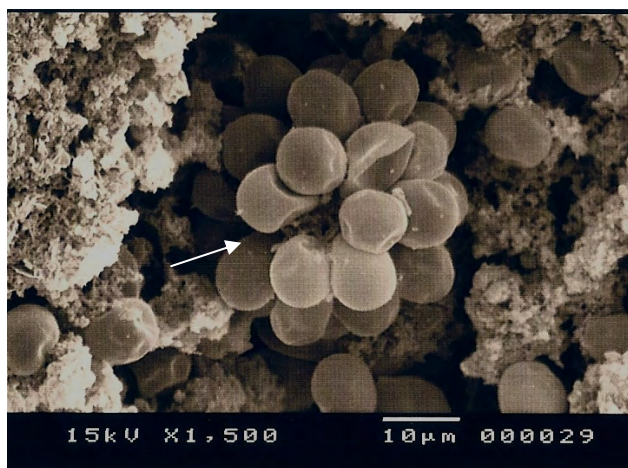


FIGURA 68. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo intersticial do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2) no final da fase 2.

No final da fase 2 foram retiradas lascas dos anéis de bambu do leito do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2) para a observação em MEV, e as imagens podem ser verificadas na Figura 69. Sobre a superfície dos anéis de bambu foram encontrados microrganismos filamentosos e a predominância de bacilos.

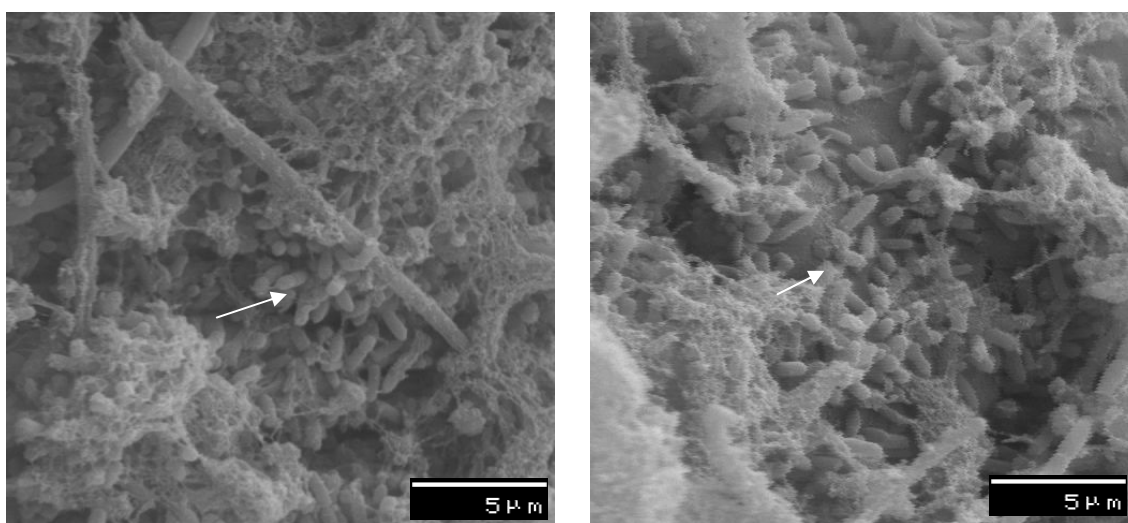


FIGURA 69. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de biofilme de anéis de bambu do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2) no final da fase 2.

Com a manutenção das elevadas COV nas fases 3 e 4, com valores superiores a 26 g DQO_{total} no R1 foi verificada a predominância de filamentos de bacilos (Figuras 70 e 71) nos grânulos do R1. Segundo OLIVEIRA (1997) a ocorrência de

microrganismos filamentosos pode ser associada a altas COV e consequente aumento de bactérias hidrolíticas e acidogênicas.

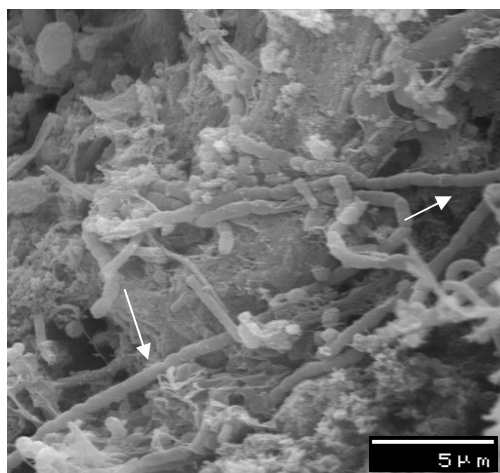


FIGURA 70. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo do reator UASB (R1), no final da fase 3.

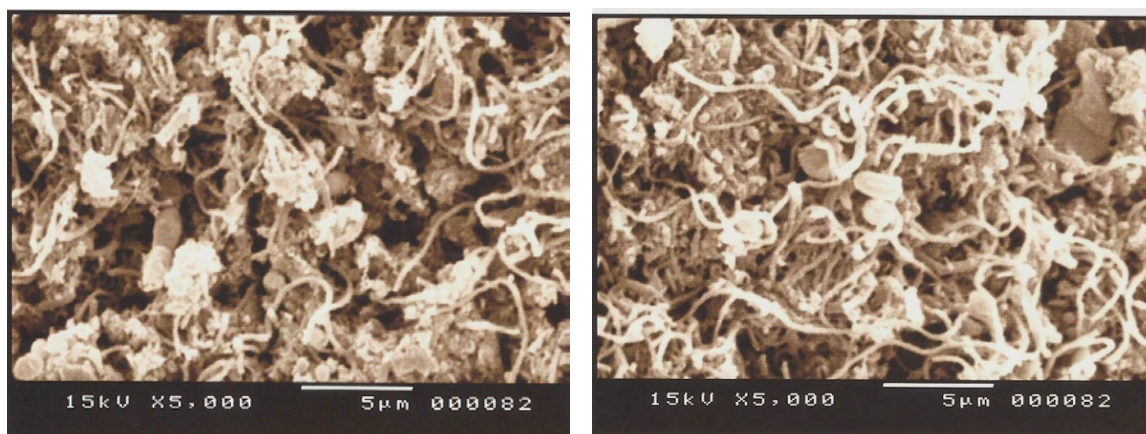


FIGURA 71. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo do reator UASB (R1), no final da fase 4.

No final das fases 3 e 4, no lodo intersticial do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2) foram verificadas morfologias semelhantes a *Methanosaeta* (Figura 72 A e B). Segundo Wu et al. (1993) citado por OLIVEIRA (1997), a presença de *Methanosaeta* está associada as baixas concentrações de ácidos voláteis (menores 200 mg L⁻¹). No R2 foram observadas concentrações de AVT de 194 e 243 mg L⁻¹, nas fases 3 e 4. Segundo SCHMIDT & AHRING (1996), a ocorrência de *Methanosaeta*

melhora a granulação e conseqüentemente contribui para um reator anaeróbio estável. Nas fases 3 e 4, os valores médios de produção específica de metano no R2, de $0,202 \text{ N m}^3 \text{ CH}_4 (\text{kg DQO removida})^{-1}$ foram as maiores.

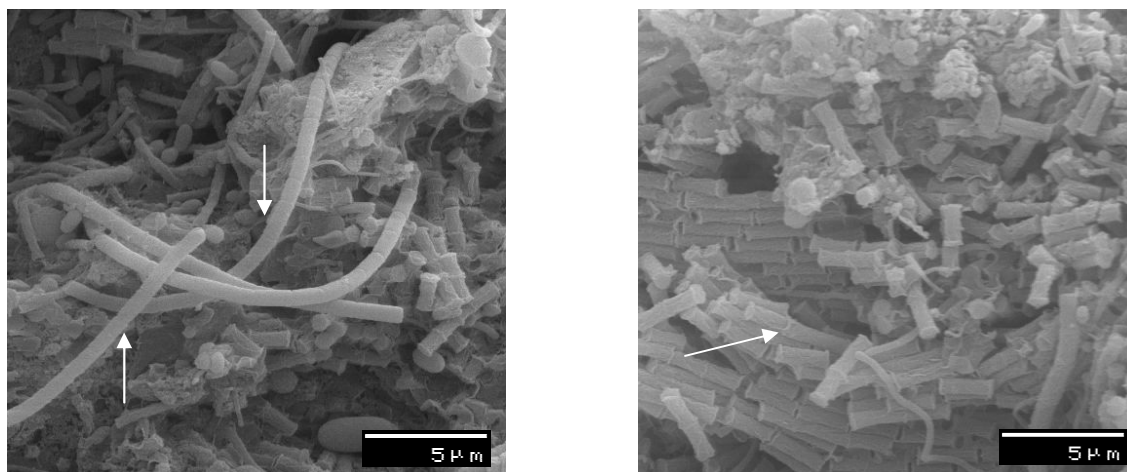


FIGURA 72. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) de grânulos de lodo intersticial do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) no final das fases 3 (A) e 4 (B).

No biofilme do filtro biológico percolador (FBP), com a utilização dos anéis de bambu como meio suporte, foi verificado, no final da fase 1, a formação de biofilme onde predominavam os bacilos e cocos (Figura 73).

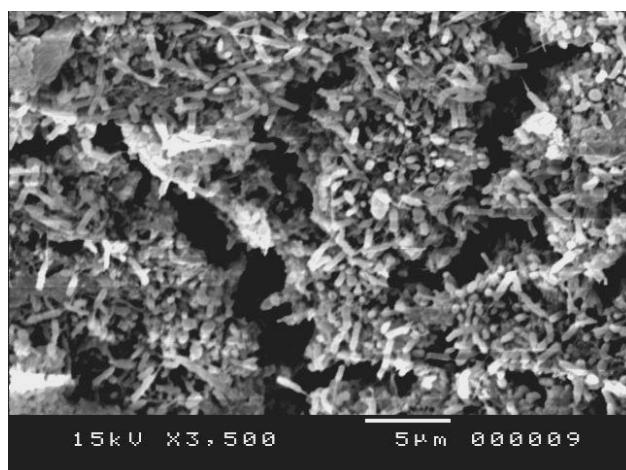


FIGURA 73. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) do biofilme sobre os anéis de bambu no filtro biológico percolador (FBP), no final da fase 1.

No final da fase 2, com a estabilização do FBP, a biomassa foi alterada, predominando os protozoários. Esses organismos são indicadores de estabilidade (Figura 74).

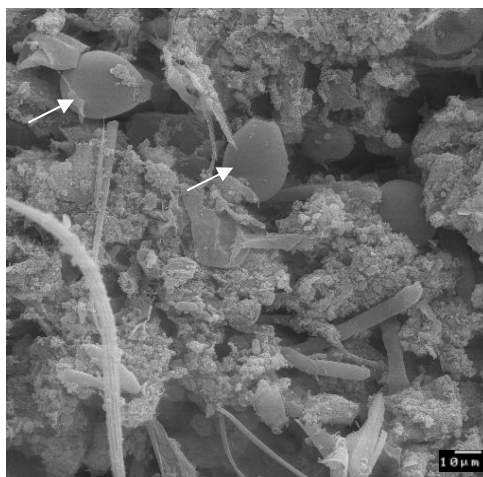


FIGURA 74. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) do biofilme sobre os anéis de bambu no filtro biológico percolador (FBP), no final da fase 2.

Com a utilização dos anéis de eletroduto corrugado (conduite) como meio suporte no FBP, a preparação das amostras para a observação em MEV foi prejudicada, em virtude da pouca aderência do biofilme no meio suporte, como pode ser verificado na Figura 75. Mesmo assim foi possível observar a ocorrência de bacilos e cocos.

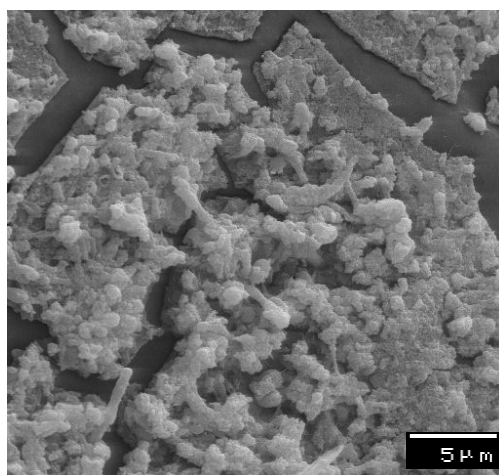


FIGURA 75. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) do biofilme sobre os anéis de eletroduto corrugado (conduite) no filtro biológico percolador (FBP) no final da fase 4.

5. 13 Filogenia das arqueias pela região RNAr 16S

Os resultados da extração de DNA obtidos a partir do protocolo com “glass beads”, possibilitaram a amplificação do material genético correspondente à região RNAr 16S. NEVES (2008) testou dois protocolos para a extração do DNA de material coletado no rúmen de bovinos, o que utilizava as “glass beads” e o que utilizava o N₂ líquido e verificou que o material genético obtido com as “glass beads” apresentou qualidade superior.

Foram verificadas bandas inespecíficas (Figura 76) e, como descrito no Item Material e Métodos, os fragmentos de PCR do material genético, para a região marcada, foram purificados. Após a obtenção do DNA metagenômico e utilizando seqüências de oligonucleotídios iniciadores para o gene da subunidade ribossomal 16S foi feita a clonagem em pGEM-Teasy, transformação bacteriana (Figura 78), extração do DNA plasmidial, preparo das bibliotecas e posterior sequenciamento de microrganismos metanogênicos, referentes ao lodo do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2).

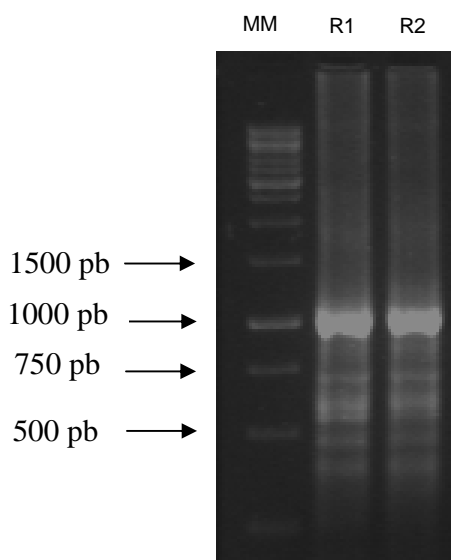


FIGURA 76. Amplificação da região RNAr 16 S em arqueias metanogênicas do lodo dos reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), no final da fase 2. MM - Marcador de tamanho molecular 1 kb plus. Fermentas.

Após o sequenciamento, além das seqüências foram obtidos eletroferogramas, os quais possibilitaram determinar a qualidade do material seqüenciado (Figura 77). O

estudo envolvendo a amplificação, clonagem e seqüenciamento da região 16S rRNA, demonstrou ser eficiente para a avaliação de microrganismos metanogênicos, como também foi observado por NEVES (2008) em material obtido de rúmen bovino. As seqüências de clones foram analisadas após o seqüenciamento, e foi determinada a qualidade do material seqüenciado e comparadas pelo programa BLAST no banco GenBank, para uma prévia identificação dos clones seqüenciados.

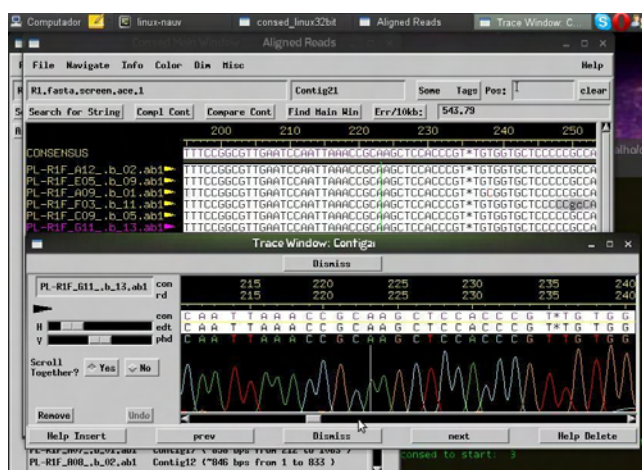


FIGURA 77. Eletroferograma representando parte da seqüência rRNA 16S obtida por meio de seqüenciamento do fragmento inserido no vetor, com o primer universal SP6.

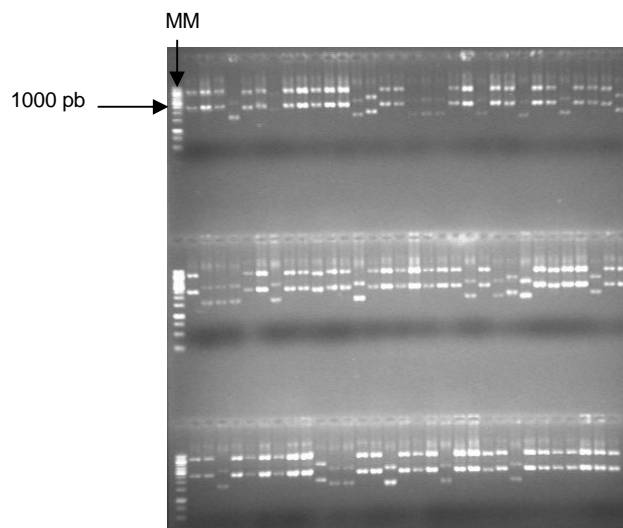


FIGURA 78. Visualização do DNA plasmidial obtido das amostras de lodo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), no final da fase 2. MM - Marcador de tamanho molecular 1 kb plus. Fermentas.

As seqüências obtidas foram analisadas e comparadas com outras seqüências presentes em banco de dados, como o Ribossomal Database (RDP).

Foi possível identificar microrganismos das famílias *Methanomicrobiaceae*, *Methanobacteriaceae*, *Methanosaetacea* e *Methanosarcinaceae*, incluindo os gêneros *Methanothrix*, *Methanobrevibacter*, *Methanomethylovorans*, *Methanosarcina* e *methanobacterium*. Nas seqüências analisadas das arqueias do lodo do R1 e do R2 foram verificadas 58,2; 3,2; 3,2; 12,9 e 22,5% e 63,3; 6,6; zero, 13,4 e 16,7% de arqueias do gênero *Methanothrix*, *Methanobrevibacter*, *Methanomethylovorans*, *Methanosarcina* e *methanobacterium*, respectivamente (Tabela 56).

TABELA 56. Resultados das seqüências analisadas das arqueias do lodo do reator UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) a partir do banco de dados da Ribossomal Database (RDP).

Nome	Seqüências analisadas			
	R1	%	R2	%
Domínio Archaea	80		59	
Filo Euryarchaeota	78		59	
Classe <i>Methanobacteria</i>	10		9	
Classe <i>Methanomicrobiana</i>	63		50	
Ordem <i>Methanomicrobiales</i>	23		22	
Ordem <i>Methanosarcinales</i>	37		27	
Ordem <i>Methanobacteriales</i>	10		9	
Família <i>Methanomicrobiaceae</i>	11		12	
Família <i>Methanobacteriaceae</i>	10		9	
Família <i>Methanosaetaceae</i>	18		19	
Família <i>Methanosarcinaceae</i>	5		4	
Gênero <i>Methanothrix</i>	18	58,2	19	63,3
Gênero <i>Methanobrevibacter</i>	1	3,2	2	6,6
Gênero <i>Methanomethylovorans</i>	1	3,2	0	0
Gênero <i>Methanosarcina</i>	4	12,9	4	13,4
Genero <i>Methanobacterium</i>	7	22,5	5	16,7
<i>Archaea</i> não classificadas	2		0	
<i>Euryarchaeota</i> não classificadas	5		0	
<i>Methanomicrobia</i> não classificadas	3		1	
<i>Methanosarcinales</i> não classificadas	14		4	
<i>Methanomicrobiales</i> não classificadas	12		10	
<i>Methanomicrobiaceae</i> não classificadas	11		12	
<i>Methanobacteriaceae</i> não classificadas	2		2	
Microrganismos desconhecidos	4		5	

No lodo do R1, foi verificada a maior diversidade de microrganismos do Domínio *Archaea* com as análises do programa BLAST foi possível também verificar que ocorreu o maior número de arqueias desconhecidas ou não classificadas. A ocorrência de famílias e gêneros no R1 e R2 foi similar, exceto a ocorrência do gênero *Methanomethylovorans*, a qual foi encontrada somente no R1 (Tabela 56).

Uma matriz de similaridade das seqüências alinhadas foi gerada pelo programa MEGA, agrupando os possíveis OTUs, os quais podem ser observados nas Figuras 79 e 80. Os eletroferogramas foram construídos a partir de uma matriz de distância Jukes-Cantor pelo método Neighbor-Joining.

Na Figura 79, pode-se verificar que grande parte das seqüências obtidas para o lodo do R1 encontra-se agrupadas junto aos padrões de *Methanosaeta* sp (não cultivada), de *Methonolinea* sp. TNR e de *Methanobrevibacter acididurans*, além de menor proporção de *Methanobacterium* sp. (não cultivada) e *Methanosarcinaceae* (não cultivada).

Na Figura 80 pode-se verificar que grande parte das seqüências obtidas no lodo do R2 encontram-se agrupadas junto aos padrões de *Methanosaeta* sp. (não cultivadas), de *Methonolinea* sp. TNR, de *Methanobrevibacter acididurans*, de *Methanosarcinaceae* (não cultivada) e de *Methanobacterium* sp. (não cultivada).

Estes resultados demonstram a diversidade de arqueias presentes no lodo dos reatores UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), confirmando a ocorrência de intensa atividade metanogênica acetotrófica e hidrogenotrófica (Tabela 54). A predominância de seqüências agrupadas junto aos padrões de *Methanotherix* sp (Tabela 56) e *Methanosaeta* sp (Figuras 80 e 81), os quais são sinônimos objetivos (FERRY, 1993), podem ser associadas a maior atividade metanogênica acetotrófica observadas no lodo do R1 e R2, nas fases 1 a 4. SONG et al (2010) observaram no lodo de reator UASB aplicando TDH de 7,0; 6,4; 5,0 e 3,5 dias e COV de 1,3; 2,3; 4,0 e 5,8 g DQOtotal (L d)⁻¹, no tratando águas residuárias de suinocultura, a predominância das ordens *Methanobacteriales* e *Methanomicrobiales*, as quais correspondiam a 95,8% da concentração total do DNA metanogênico (RNAr 13S) e também em menor a quantidade da ordem *Methanosarcinales*.

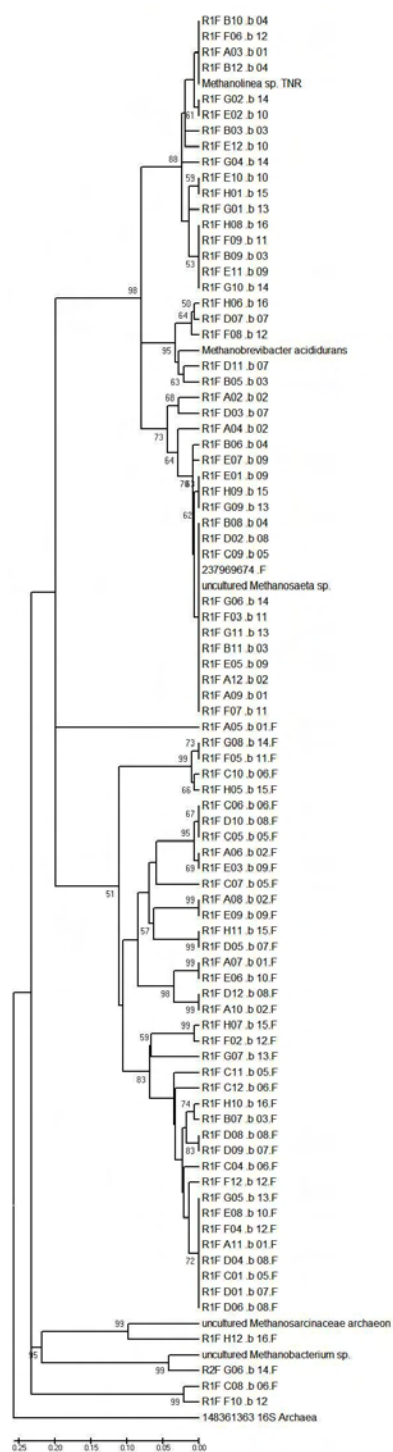


FIGURA 79. Filograma de seqüências parciais de 16S DNA do lodo do reator UASB (R1) no final da fase 2. A escala representa o número de substituições por base. O filograma foi construído a partir de uma matriz de distância Jukes-Cantor pelo método de Neighbor-Joining com 1000 Bootstrap.

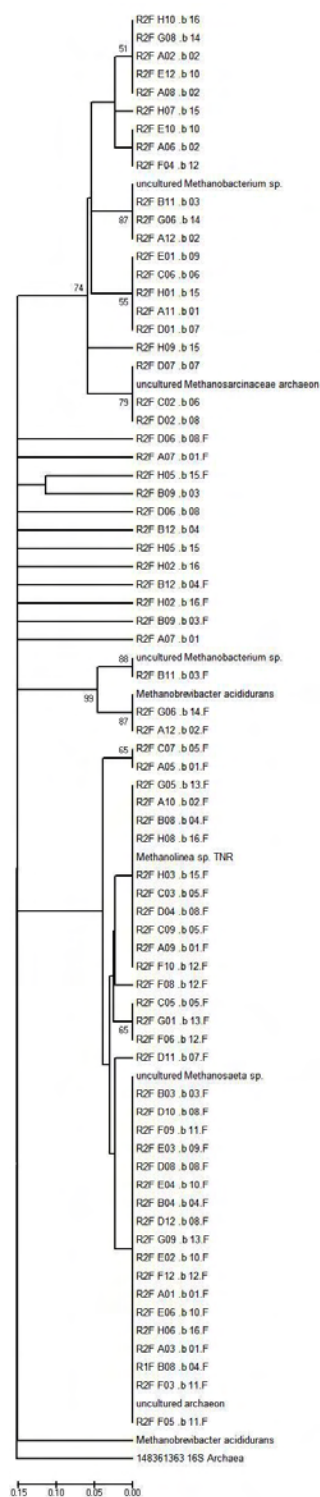


FIGURA 80. Filograma de seqüências parciais de 16S DNA do lodo do filtro anaeróbico (R2) no final da fase 2. A escala representa o número de substituições por base. O filograma foi construído a partir de uma matriz de distância Jukes-Cantor pelo método de Neighbor-Joining com 1000 Bootstrap.

SONG et al. (2010) concluíram que a maior rota de formação de metano no processo anaeróbio de tratamento de águas residuárias de suinocultura é a hidrogenotrófica, em virtude da formação de altas concentrações de amônia e dos baixos TDH utilizados. Os resultados obtidos no reator UASB (R1), para atividade metanogênica acetotrófica e hidrogenotrófica, associadas às arqueias identificadas, não confirmam essa conclusão de SONG et al. (2010). No R1, as concentrações médias de N-amoniacal foram no máximo de 257 mg L^{-1} , enquanto SONG et al. (2010) encontraram valores de 920 a 2640 mg L^{-1} , o que poderia justificar a diferença.

5.13 Ensaio de hidrodinâmica

Para a avaliação do escoamento nos reatores (UASB e filtro anaeróbio) foram efetuados ensaios de hidrodinâmica utilizando a metodologia da traçagem por meio do método estímulo resposta, com entrada em pulso de uma solução de cloreto de sódio, com acompanhamento da condutividade elétrica do efluente, conforme descrito por DANTAS et al. (1999).

As variações da condutividade elétrica do efluente após a introdução do traçador no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) no final das fases 1, 2, 3 e 4, estão apresentadas nas Figuras 81 a 88.

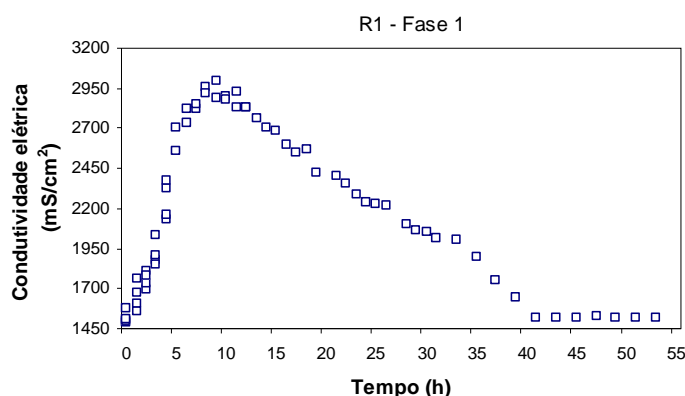


FIGURA 81. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator UASB (R1), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 1.

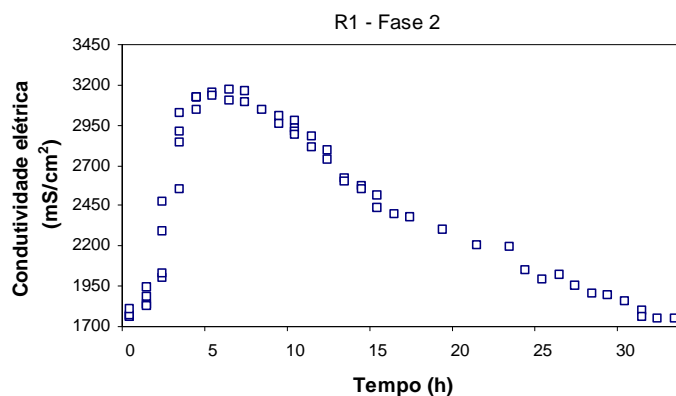


FIGURA 82. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator UASB (R1), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 2.

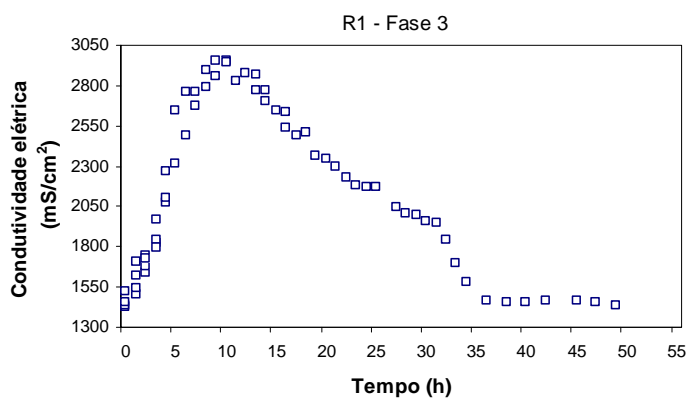


FIGURA 83. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator UASB (R1), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 3.

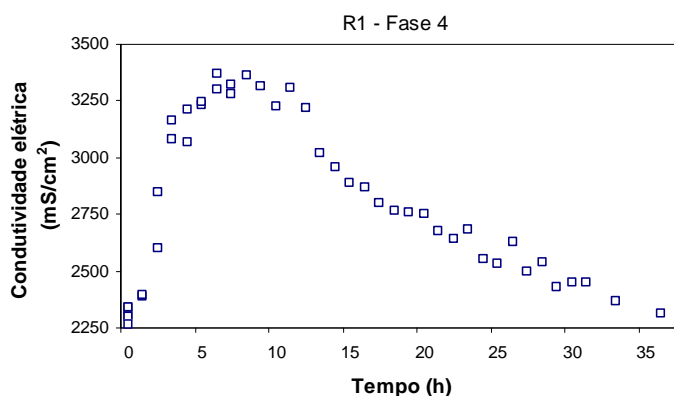


FIGURA 84. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator UASB (R1), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 4.

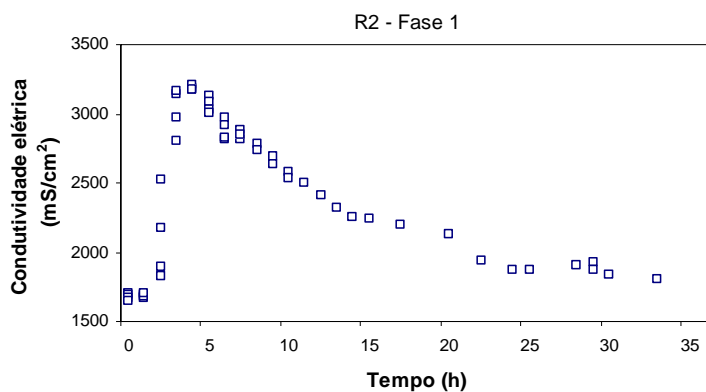


FIGURA 85. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 1.

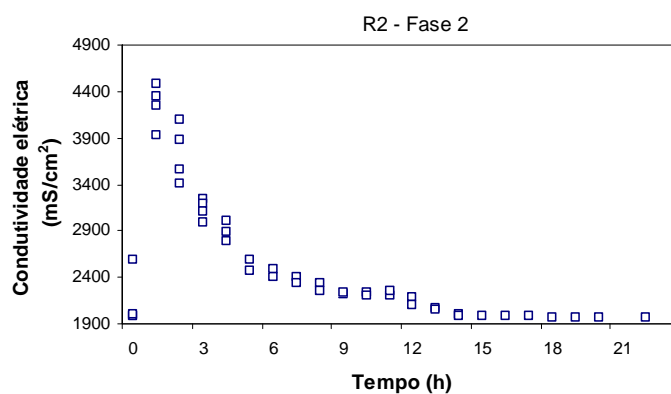


FIGURA 86. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no filtro anaeróbio (R2), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 2.

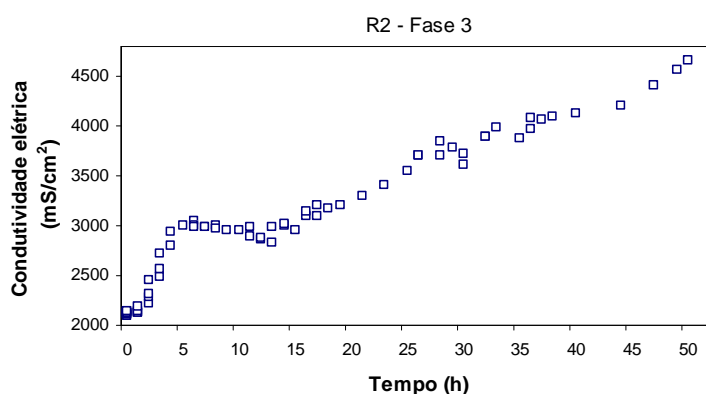


FIGURA 87. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 3.

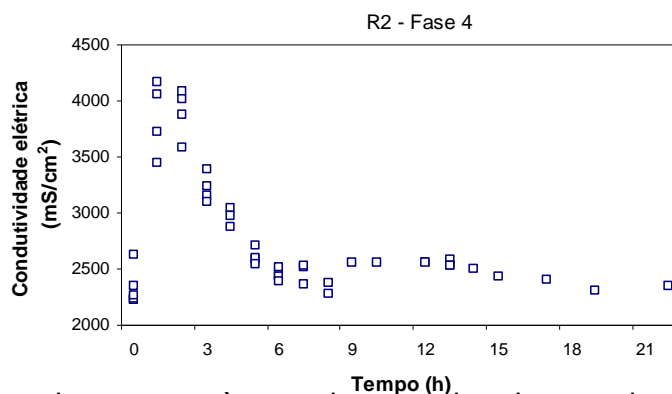


FIGURA 88. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final da fase 4.

As curvas de resposta aproximam-se das obtidas por OLIVEIRA (1997) para o reator UASB. As curvas de resposta para o filtro anaeróbio aproximam-se das obtidas por DANTAS et al (1999) e CAMARGO (2000), exceto nas fases 3 e 4, nas quais o ensaio foi prejudicado provavelmente por algum mecanismo de retenção dos íons cloreto pelo meio suporte (anéis de conduíte). DANTAS et al (1999) e CAMARGO (2000) trabalharam com filtros anaeróbios utilizando anéis de eletroduto corrugado e anéis de bambu, respectivamente.

As curvas de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), principalmente no filtro anaeróbio, possuem forma não simétrica, verificando-se uma cauda acentuada (Figuras 86, 87 e 88). A presença da cauda nas curvas de resposta à entrada de pulso também foi verificada por CAMARGO (2000), que atribuíram a presença de zonas mortas ou de adsorção do traçador no meio suporte.

Nas Figuras 89 e 90 estão apresentadas às curvas experimentais de concentração versus tempo, normalizadas, e o conjunto de curvas ajustadas aos resultados experimentais, obtidos pelos modelos de tanques em série para o reator UASB (R1) e o filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2). Os tempos de detenção hidráulico médio (t) obtidos a partir das curvas experimentais foram de 18,6; 6,8; 14,3 e 6,7 h para o R1, e de 8,7; 1,09; 111 e 2,7 h, para o R2, nas fases 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 57). Estes valores são menores que os TDH impostos aos reatores através da vazão do afluente, que eram de 24; 12; 24 e 12 h, para o R1 e de 11,7; 5,8; 13,2 e 6,6 h, para o R2, respectivamente.

TABELA 57. Valores dos parâmetros de ajuste dos modelos de tanques em série, às curvas experimentais, utilizando o NaCl como traçador, nos reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), nas fases 1, 2, 3 e 4.

Fases		t (h)	N
1	R1	18,6	2 ou 3
	R2	8,7	0,58
2	R1	6,8	0,74
	R2	1,09	0,62
3	R1	14,3	2 ou 3
	R2	111,0	-
4	R1	6,7	0,56
	R2	2,7	0,18

t- tempo de detenção hidráulico médio, obtido a partir das curvas experimentais, N- número de tanques em série;

Observando-se as Tabela 57 e 58 e a Figura 90, tem-se que o modelo de tanques em série (N= 3) nas fases 1 ($r= 0,93$) e 3 ($r=0,96$) e para N= 2 nas fases 2 ($r=0,86$) e 4 ($r=0,92$), foram os mais adequados para descrever o escoamento do reator UASB (R1). Segundo OLIVEIRA (1997), o N pode variar de acordo com as condições operacionais do reator. Nas fases 1 e 3, com TDH menores, o grau de mistura no reator UASB foi menos intenso que nas fases 2 e 4, com TDH maiores.

No filtro anaeróbio o N foi inferior a 1, nas fases 1, 2 e 4 (Tabela 57), sugerindo o regime de escoamento com características hidrodinâmicas de reator de mistura completa. Na fase 1, no R2 a correlação dos dados experimentais com o modelo de tanques em série (N=2) foi de 0,80 e nas fases 2 e 4, os valores de correlação foram negativos (Tabela 58).

TABELA 58. Valores dos parâmetros de ajuste dos modelos de tanques em série, às curvas experimentais, utilizando o NaCl como traçador, nos reator UASB (R1) e filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), nas fases 1, 2, 3 e 4.

		Coeficiente de correlação (r) – Tanques em série	
		N=2	N=3
1	R1	0,93	0,96
	R2	0,80	0,52
2	R1	0,86	0,58
	R2	-0,44	-0,69
3	R1	0,93	0,97
	R2	-	-
4	R1	0,92	0,67
	R2	-0,24	-0,49

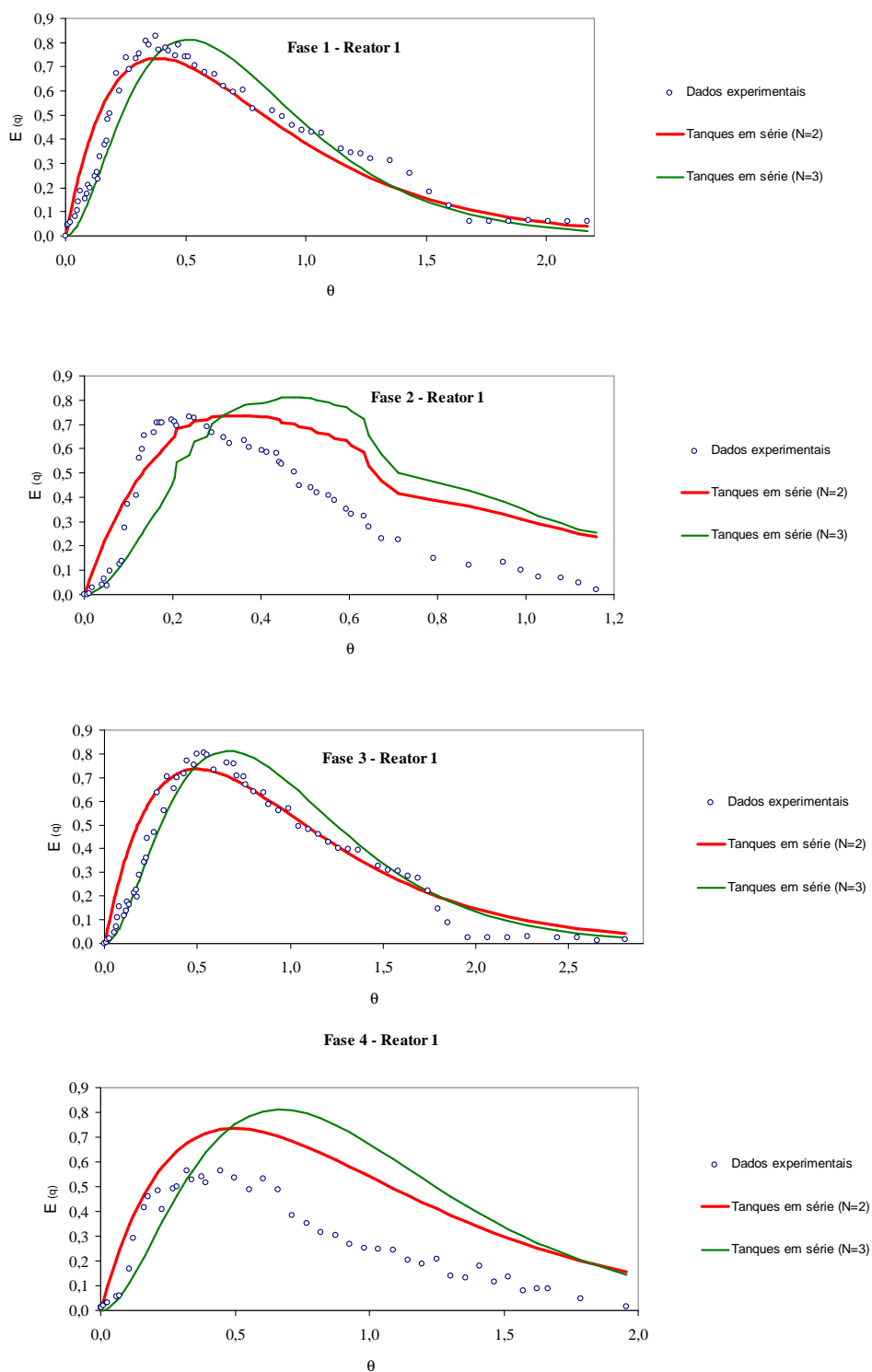


Figura 89. Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o reator UASB (R1), nas fases 1, 2, 3 e 4.

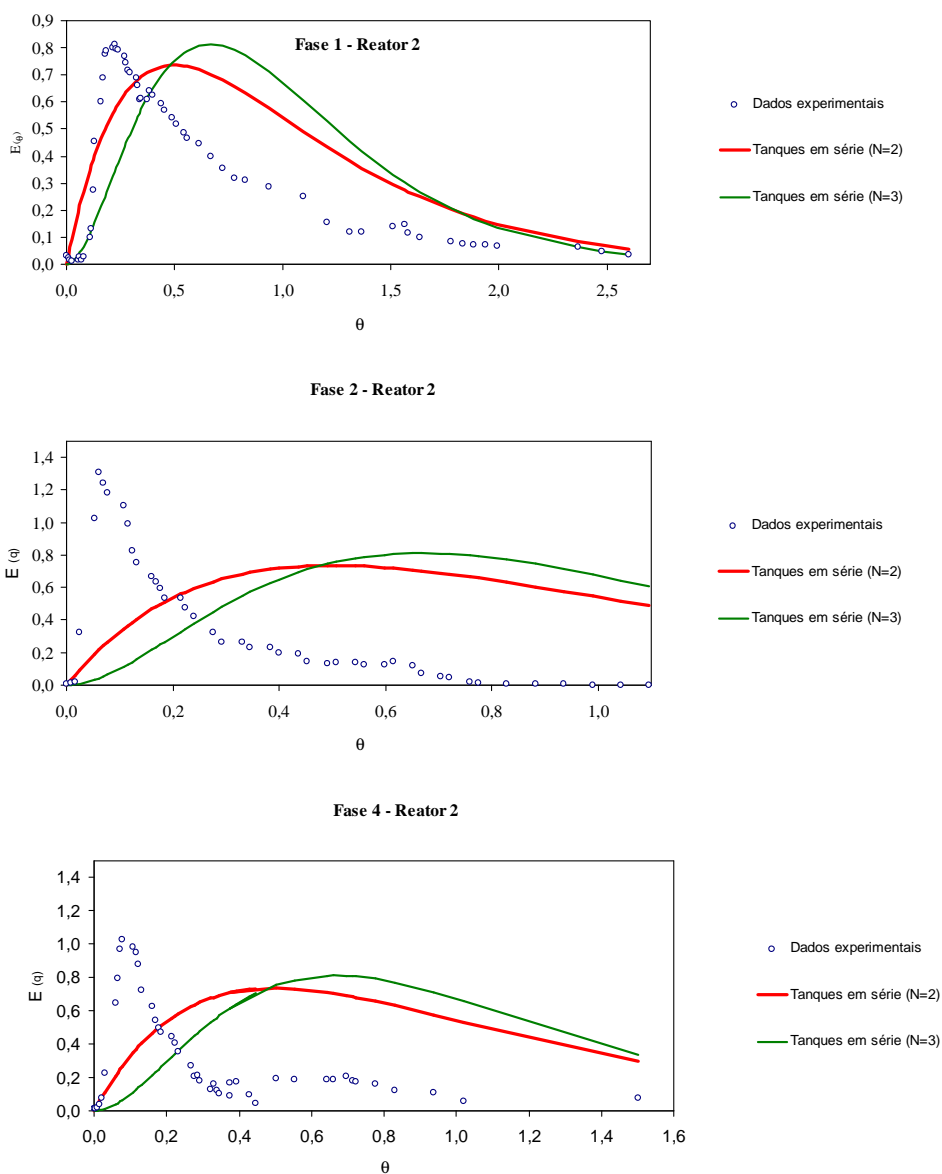


Figura 90. Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) nas fases 1, 2 e 4.

6. CONCLUSÕES

A utilização do sistema de tratamento anaeróbio composto pelo reator UASB e filtro anaeróbio de fluxo ascendente seguidos pelo filtro biológico percolador e o decantador permitiram a obtenção de eficiências de remoção de DQO_{total}, sólidos suspensos totais, nitrogênio total, fósforo total, Cu, Zn e coliformes termotolerantes de 94 a 97%; de 96 a 98%; de 45 a 78%; de 37 a 79%; 50 a 100%; de 82 a 100% e de 56 a 99,99% com a aplicação de tempos de detenção hidráulico (TDH) de 23,3 a 62,7 h. Isto indica que o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com o reator UASB e o filtro anaeróbio, seguido do filtro biológico percolador e decantador pode ser viável para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com altas eficiências de remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes.

Com relação aos resultados específicos do trabalho, foi possível verificar que:

- as eficiências médias de remoção de DQO_{total} e SST no sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios foram superiores a 87% e 91%, respectivamente, para COV variando de 9,2 a 26,7 g DQO_{total} (L d)⁻¹, indicando que o reator UASB seguido do filtro anaeróbio de fluxo ascendente pode ser uma alternativa econômica e robusta para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com elevadas cargas orgânicas, dispensando o tratamento primário. Os valores da produção volumétrica de metano aumentaram com a carga orgânica volumétrica (COV), no reator UASB, de 0,240 para 0,931 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹;
- não houve influência do meio suporte, anéis de bambu ou eletroduto corrugado (conduite) no filtro anaeróbio de fluxo ascendente, quanto as remoções de DQO_{total}, SST, nitrogênio total kjeldahl e fósforo total e produção volumétrica de metano, o que pode ter ocorrido em virtude do índice de vazios ser semelhante nos leitos;
- o pós-tratamento composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e decantador, para as COV de 1,0 a 6,8 g DQO_{total} (L d)⁻¹, taxas superficiais de 3,0 a 21,1 m³ (m² d)⁻¹, contribuiu para o aumento e a estabilização das eficiências de remoção de DQO_{total}, SST, SSV, nitrogênio total, fósforo total, Cu, Zn e conseqüentemente para aumentar a qualidade do efluente. Não houve influência da recirculação nas eficiências de remoção de DQO e SST no FBP, porém observou-se o aumento do N-am. no efluente.

- no efluente do decantador foram observadas concentrações abaixo de 0,30; 2,5; 0,45 e 0,74 mg L⁻¹ de Cu, Fe, Zn e Mn, respectivamente, as quais atenderam ao limite de lançamento de efluentes da legislação brasileira que é de 1,0 mg L⁻¹ para o Cu, 15 mg L⁻¹ para o Fe, 1,0 mg L⁻¹ para o Mn e 5,0 mg L⁻¹ para o Zn;
- com a utilização do eletroduto corrugado como meio suporte no FBP foram observadas menores eficiências de remoção de nitrogênio total e fósforo total, comparando-se com o uso dos anéis de bambu, o que ocorreu em virtude da precipitação da estrovita. Os anéis de eletroduto corrugado facilitaram a recuperação da estrovita precipitada, mas ainda são necessários estudos para verificar-se o momento correto para a sua retirada, evitando assim a deteriorização da qualidade do efluente;
- com a aplicação da técnica da metagenômica foi possível identificar no lodo do reator UASB e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente arqueias das famílias *Methanomicrobiaceae*, *Methanobacteriaceae*, *Methanosaetacea* e *Methanosarcinaceae*, incluindo os gêneros *Methanosaeta*, *Methanobrevibacter*, *Methanomethylovorans*, *Methanosarcina* e *Methanobacterium*.
- a diversidade de arqueias presentes no lodo dos reatores UASB (R1) e do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), confirmam a ocorrência de intensa atividade metanogênica. A predominância de seqüências agrupadas junto aos padrões de *Methanosaeta* sp, pode ser associada a maior atividade metanogênica acetotrófica observadas no lodo do reator UASB e no filtro anaeróbio de fluxo ascendente.

7. REFERÊNCIAS

ABREU NETO, M. & OLIVEIRA, R. A. de. Remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbio 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, 2009.

ABREU, E. F. de; Silva, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. de L. Diversidade microbiana metanogênica em reatores UASB tratando esgoto sanitário e submetidos a diferentes condições operacionais. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Associação Brasileira de Eng. Sanitária e Ambiental, 2007, 1 CD- ROM

ABNT - Norma Técnica NB-570/1990 – Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário, 1990.

AHN, J. H.; DOA, T. H.; KIMB, S. D.; HWANGA, S. The effect of calcium on the anaerobic digestion treating swine wastewater. **Biochemical Engineering**; v. 30, n.1, p. 33-60, 2006.

ALVAREZ, J. A.; ARMSTRONG, E.; GOMEZ, M.; SOTO, M. Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. **Bioresource Technology**, Barking, v.99, n. 6, p. 7051–7062, 2008.

AHN, J. H. & FORSTER, C. F. A comparison of mesophilic and thermophilic anaerobic upflow filters. **Bioresource Technology**, Berking, n. 73, p. 201-205, 2000.

ALEXANDER, M. Most probable number method for microbial populations. In: _____ Methods of soil analysis- Chemical and Microbiological properties, nº 9, part. 2, 2ª Edição, Wisconsin, Estados Unidos, p. 815-829, 1984.

ALMEIDA, P. G. S.; DUTRA, P. R.; MONTEIRO, T. A. S.; CHERNICHARO, C. A. L. Filtros biológicos percoladores utilizados no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB: efeito de diferentes tipos de meio suporte na remoção de N-amoniaco. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Associação Brasileira de Eng. Sanitária e Ambiental, 2007, 1 CD- ROM

ANDREOTTOLA, G., BORTONE, G., TILCHE, A. Experimental validation of a simulation and design model for nitrogen removal in sequencing batch reactors. **Water Science and Technology**. n. 35 (1), p. 113–120, 1998.

APHA. AWWA, WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18 th. Washington, 1998.

ARAÚJO, M. M.. **Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de indústria produtora de lisina**. 2006. 160f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

ASTSCHUL, S.F; et al. Gapped BLAST and PSI-BLAST: a new generation of protein database search programs. **Nucleic Acids Research**, Oxford, v. 25, p. 3389-3402, 1997.

BELÉM, B. D. do. **Pós-tratamento de esgoto sanitário através de filtro biológico com taxas variáveis**. 1996. 101f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

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.

BIESTERFELD, S.; FARMER, G.; FIGUEROA, L.; PARKER, D.; RUSSELL, P. Quantification of denitrification potencial in carbonaceous trickling filters. **Water Research**, Exeter, n. 37, p. 4011-4017, 2003.

BLUNDI, C.E., GADÊLHA, R.F. (2001) Metodologia para determinação de matéria orgânica específica em águas residuárias. In: _____. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: metodologias**, v. 2, Belo Horizonte: FINEP, 2001, Cap. 1, p. 9-17, 2001.

BOUSIER, H.; BÉLINE, F. B.; PAUL, E. Piggery wastewater characterization for biological nitrogen removal process design. **Bioresource Technology**, Barking, n. 96, p. 351–358, 2005.

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, BR, 2005. 23 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 359, de 29 de agosto de 2006. **Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências**. Brasília, BR, 2006.

BODÍK, I.; HERDOVÁ, B.; DRTIL, M. The use of upflow anaerobic filter and AnSBR for wastewater treatment at ambient temperature. **Water Research**, Exeter, n. 36, p. 1084-1088, 2002.

BODÍK, I.; KRATOCHVÍL, K.; GAŠPARIKOVÁ, E.; HUTŇAN, M. Nitrogen removal in an anaerobic baffled filter reactor with aerobic post-treatment. **Bioresource Technology**, Berking, v. 86, p. 79-84, 2003.

CAMARGO, S. A. R. de. **Filtro anaeróbio com enchimento em bambu para o tratamento de esgotos sanitários: avaliação da partida e operação**. 194 p. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, área de concentração de Saneamento e Ambiente). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

CAVALCANTE, F. I. ANDRADE NETO, C. O.; ARAUJO, A. L. C.; MELO, H.N. Avaliação da eficiência de duas ETEs com filtro anaeróbio na remoção de coliformes fecais e ovos de helmintos. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Associação Brasileira de Eng. Sanitária e Ambiental, 2007, 1 CD- ROM

CERETTA C. A. & GIROTTO, E. Estratégias para otimização do poder fertilizante dos dejetos e mitigação do impacto ambiental. In: TALLER Y SIMPÓSIO LATINO AMERICANO DE DIGESTION ANAERÓBIA, 9, 2008, Isla de Pascoa. **Proceedings...**, Isla de Pascoa, v.1. p. 51-61, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. de. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos**. In: _____**.Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**, v. 2, Belo Horizonte: FINEP, 2001, Cap. 4, p. 171-199, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. de. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico em águas residuárias**. 2.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 246 p, 1997.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico em águas residuárias**. 3.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, v. 5, 359 p, 2007.

CHO, Y. T.; YOUNG, J. C.; JORDAN, J. A.; MOON, H. M. Factors affecting measurement of specific methanogenic activity. **Water Science Technology**. n. 1-2, v. 52, p. 435-440, 2005.

COPAM Nº10 (1986). **Deliberação normativa para qualidade das águas e lançamento de efluentes nas coleções de águas**. Minas Gerais.

COSTA, R. H. R. da, MEDRI, W. Modelling and optimisation of stabilisation ponds system for the treatment of swine wastes: organic matter evaluation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, n. 45, p. 385-392, 2002.

COUTO, L.C.C. **Filtro anaeróbio com bambu para tratamento de esgotos domésticos**. 1993 86 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1993.

DANTAS, A. R.; MELO, H. N. S. de; NETO, C. O. A. de. Aplicação de traçadores em filtros anaeróbios para avaliação das características hidrodinâmicas. In.: XXVII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, 1999, **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 1-12.

DE NARDI, I. R. **Influência das características do traçador nas curvas de distribuição de tempos de residência em reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF)**. São Carlos, 1997. 91p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

DIAMANTIS, V.; AIVASIDIS, A. Comparison of single- and two-stage UASB reactors used for anaerobic treatment of synthetic fruit wastewater. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 42, n. 1, p. 6–10, 2007.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water**

Pollution Control Federation, Alexandria, v. 33, n. 4, p. 356-365, 1961.

DUBOIS, M.; GILLES, K. A.; HAMILTON, J. K. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, v.28, 350-356, 1956.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de. Reatores anaeróbios operados em batelada sequencial, seguidos de lagoas de polimento, para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Parte I: produção de metano e remoção de DQO e de sólidos suspensos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 122-134, 2009^a.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de. Reatores anaeróbios operados em batelada sequencial seguidos de lagoas de polimento para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Parte II: remoção de nutrientes e coliformes. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 135-147, 2009 b.

EMBLEY, T.M.; FINLAY, B.J.; THOMAS, R.H.; DYAL, P.L.: The use of rRNA sequences and fluorescent probes to investigate the phylogenetic positions of the anaerobic ciliate *Metopus palaeformis* and its archaebacterial endosymbiont. **J. Gen. Microbiol.** 1992, v. 138, p. 1479-1487

ELMITWALLI, T.A., DUN, M. van, BRUNIG, H., ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The role of filter media in removing suspended and colloidal particles in an anaerobic reactor treating domestic sewage. **Bioresource Technology**. Barking, n. 72, p. 235 -242, 2000.

FACHINI, A. A. **Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), em dois estágios, seguidos de reator aeróbio em batelada seqüencial no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** 2008. 178 f. Trabalho de graduação (Monografia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

FALKENTOFT, C. M.; HARREMOEE, S.; MOSBÁK, H. The significance of zonation in a denitrifying, phosphorus removing biofilm. **Water Research**. Vol. 33, N. 15, p. 3303 - 3310, 1999.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 243-256, jan/jun. 2006.

FERNANDES, G. F. R. **Desempenho de processo em dois estágios (Reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2004. 136 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2004.

FERREIRA, F. L. A.; LUCAS JR, de; AMARAL, L.A. do Partial characterization of the polluting load of swine wastewater treated with an integrated biodigestion system. **Bioresource Technology**, Barking, n. 90, p. 101-108, 2003.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: SEMINARIO LATINOAMERICANO, 3., 1994, Montivideo. **Memorias...** Montivideo: ICA, 1994. p. 96-109.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Disponível: <[http://sidra .ibge.gov.br](http://sidra.ibge.gov.br)>. Acesso em: 15 de dez. 2009.

GARTNER, I. R. & GAMA, M. L. da S. Avaliação multicriterial dos impactos ambientais da suinocultura no Distrito Federal: um estudo de caso. **Organizações Rurais e Agrícolas**, Lavras, v. 7, n. 2, p. 148-161, 2005.

GERARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. Jon Wiley & Sons, 2003. 130 p.

GOMES, S. D.; ZENATTI, D. C.; FAZOLO, A.; GOMES, B.M.. Efeito do manejo da lâmina d'água nas características de efluentes gerados na produção de suínos. In: I SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, 1, 2009, **Anais...** Florianópolis: SIGERA, 2009. p. 31-36

GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, L.; ANDRADE NETO, C. O.; SOBRINHO, P. A.; KATO, M. T.; COSTA, R. da; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. In: _____. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**, v. 2, Belo Horizonte: FINEP, 2001, Cap. 4, p. 171-199, 2001.

GORDON, D.; ABAJIAN, C.; GREEN, P. Consed: A graphical tool for sequence finishing. **Genome Research**, Toronto, v. 8, p. 195-202, 1998.

GÜNGÖR, K. & KARTHIKEYAN, K.G. Phosphorus forms and extractability in dairy manure: A case study for Wisconsin on-farm anaerobic digesters. **Bioresource Technology**, Barking, v.99, n. 2, p.425-436, 2008.

HALALSHEH, M.; SAWAJNEH, Z.; Zu, M.; ZEEMAN, G.; LIER, J.; FAYYAD, M.; LETTINGA, G. Treatment of strong domestic sewage in a 96 m³ UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor. **Bioresource Technology**, Barking, v.96, n.1, p. 577–585, 2005.

HALES, B.A., EDWARDS, C., RITCHIE, D. A., HALL, G., PICKUP, R.W. AND SAUNDERS, J.R. Isolation and identification of methanogen-specific DNA from blanket bog peat by PCR amplification and sequence analysis. **Applied and Environmental**

Microbiology, v. 62, p. 668–675, 1996.

HAWARI, A.H., MULLIGAN, C. N. Biosorption of lead (II), cadmium (II), copper (II) and nickel (II) by anaerobic granular biomass. **Bioresource Technology**, Kidlington, v. 30, p. 1-9, 2005.

HAWARI, A.H., MULLIGAN, C. N. Heavy metals uptake mechanisms in a fixed-bed column by calcium-treated anaerobic biomass. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 187-198, 2007 (a).

HAWARI, A.H., MULLIGAN, C. N. Effect of the presence of lead on the biosorption of copper, cadmium and nickel by anaerobic biomass. **Process Biochemistry**, v. 42, p. 1546-1552, 2007 (b).

HENSIEK, R.; KRUPP, G.; STACKEBRANDT, E. Development of diagnostic oligonucleotide probes for four lactobacillus species occurring in the intestinal tract. **Syst. Appl. Microbiol**, v. 15, p. 123-128, 1992.

HWANG, K.; SONG, M.; KIM, W.; HWANG, S. Effects of prolonged starvation on methanogenic population dynamics in anaerobic digestion of swine wastewater. **Bioresource Technology**, Barking, in press, doi:10.1016/j.biortech.2009.03.070, 2009.

JENKINS, S. R., MORGAN, J. M., SAWYER, C. L. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 55, n. 5, p. 448-453, 1983.

JORDÃO, E.P & PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3^a ed. ABES-RJ, 682p, 1995.

KARAKASHEV, D.; SCHMIDT, J.E.; ANGELIDAKI, I. Innovative process scheme for removal of organic matter, phosphorus and nitrogen from pig manure. **Water Research**, Nº 42, p. 4083 – 40 90, 2008.

KESHTKAR, A.; GHAFORIAN, H. ; ABOLHAMD, G. ; MEYSSAMI, B.; Dynamic simulation of cyclic batch anaerobic digestion of cattle manure. **Bioresource Technology**, Barking, v. 80, p. 9-17, 2001.

KIM, W.; HWANG, K.; SHIN, S. G.; LEE, S. HWANG, S. Effect of high temperature on bacterial community dynamics in anaerobic acidogenesis using mesophilic sludge inoculum. **Bioresource Technology**, Barking, in press, doi:10.1016/j.biortech.2009.03.029, 2009.

KUNZ, A. Transformações da produção animal no Brasil e suas consequências ambientais. In. I SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS ANIMAIS, 1. 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: SIGERA, 10 p., 2009.

LEVENSPIEL, O. Engenharia das reações químicas. Cálculo de reatores. São Paulo-SP, Ed. Edgard Blucher, v.2, 1974.

LIMA, G. J. M. M.; VIOLA, E. S.; NONES, K. Efeito do nível de cobre e zinco inorgânico e quelado sobre a excreção desses minerais nas fezes de suínos em terminação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 9, 1999, Belo Horizonte, MG. **Anais...** Belo Horizonte: ABRAVES, p. 477-478, 1999.

LONGARESI, R. H. **Desempenho de reatores anaeróbios em dois estágios seguidos de reator anaeróbio em batelada sequencial (RBS) no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** 2007. 153 f. Trabalho de graduação (Monografia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista,

Jaboticabal, 2007.

LUDKE, J. V.; LUDKE, M. C. M. do. Preservação ambiental. **Suinocultura Industrial**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 10-14, 2002.

MANARIOTIS, I. D. & GRIGOROPOULOS, S. G. (2008) Restart of anaerobic filters treating low-strength wastewater. **Bioresource Technology**, v.99, p. 3579–3589.

MARCHETTO, M. **Remoção de nutrientes do efluente de reator anaeróbio utilizando reatores microaeróbio e com aeração intermitente seguidos de FAD**. 2001. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

MASCARENHAS, L.C; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. de. Avaliação de lagoas de polimento rasa, em série, para o pós- tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n 1, p. 45-54, 2004.

MARTINEZ, J.; DABERT, P.; BARRINGTON, S.; BURTON, C. Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety, and sustainability. **Bioresource Technology**, Barking, in press, doi:10.1016/j.biortech.2009.02.038, 2009.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluentes de reator anaeróbio de leito expandido**. 2002. 240 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. New York: McGraw-Hill, 2003. 1334 p.

MIRANDA, C. R. de. Ordenamento Sustentável da Suinocultura em Santa Catarina. **Suinocultura Industrial**, São Paulo, n. 7, p. 14- 19, 2005.

MIRANDA, A. P. **Suínos em diferentes fases de crescimento alimentados com milho ou sorgo: desempenho, digestibilidade e efeitos na biodigestão anaeróbia**. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 122 p. 2009.

MORTON, A. E.; AUVERNAM, B. Comparison of Plastic Trickling Filter Media for the Treatment of Swine Lagoon Effluent. In: ASAE Annual International Meeting, Sacramento – Califórnia, **Proceedings...** Sacramento: ASAE, p. 1-10, 2001.

NDON, U. J.; DAGUE, R. R. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor treatment of low-strength wastewater. **Water Research**, Oxford, v. 31, n. 10, p. 2455-2466, 1997.

NEVES, M. C. **Produção in vitro de metano e análise da diversidade genética das Archaea metanogênicas do rúmen de bovinos**. 2008, 115 p. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

OLIVEIRA, R. A. de; **Efeito 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**. 1997. 359 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

OLIVEIRA, R. A. de, FORESTI, E. Balanço de massa de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.24, n.3, p. 807-820, 2004.

OLIVEIRA, R.A. de; VAZOLLER, R.F.; FORESTI, E. Sludge bed characteristics of UASB reactors: growth, activity, microbial structure and chemical composition of granules. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ANAEROBIC DIGESTION, 8., 1997, Sendai, Japan. **Proceedings...** Sendai, Japan: IAWQ/JSWE, 1997. v.2, p.524-31.

OLIVEIRA, R.A. de. **Tratamento anaeróbio em reatores UASB do resíduo bruto de suinocultura com uso intensivo de água de higienização.** Jaboticabal, FCAV - UNESP, Câmpus de Jaboticabal, 240 p. (Relatório final de pesquisa CPRT/UNESP), 2000.

OLIVEIRA, R.A. de. Efeito da carga hidráulica volumétrica, da temperatura climatológica e do descarte do excesso de lodo da manta no desempenho de reatores UASB tratando águas residuárias de suinocultura. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – FCAV, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Câmpus de Jaboticabal, 2001. 125p. (Relatório final de pesquisa CPRT/UNESP).

OLIVEIRA, R.A. de; SANTOS, J.M.; NOUR, E.A.A.; LUCAS JR., J.; FORESTI, E.; POVINELLI, J. Predominant bacterial populations in the granules from pilot-scale anaerobic baffled and UASB reactors. In: COLÓQUIO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE MICROSCOPIA ELETRÔNICA, 15, E CONGRESSO INTERAMERICANO DE MICROSCOPIA ELETRÔNICA, 3. 1995, Caxambú. **Anais...** Caxambú: SBME, 1995. p. 288.

OLIVEIRA, R. A.; DUDA, R. M.. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbio operado em batelada sequencial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.14, p. 1-10, 2009.

ORTEGA, K.. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em processos anaeróbios em dois estágios com reatores UASB e de leito fixo.** 2007. 107 f.

Trabalho de graduação (Monografia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

PASSIG, F. H.; PICANÇO, A. P.; BLUNDI, C. E.; VAZOLLER, R. F.; ZAIAT, M. Microbiological study of the development of biofilm in an anaerobic fixed – bed reactor. In: VIII Taller y Simpósio Latinoamericano sobre digestión anaerobia, 8, 2002, México. **Anais...** México, 2002. p. 35-38.

PASSIG, F. H.; BLUNDI, C. E. Caracterização hidrodinâmica de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente. **Engenharia & Arquitetura**, São Carlos, v.1, n.1, p. 1-6, 1999.

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.

PERSON, F. et al. Distribution and activity of ammonia oxidizing bacteria in a large full-scale trickling filter. **Water Research**. V.36, p. 1439-1448, 2002.

PINHO, C. S.; FERNANDES, B. S.; ROFRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; FORESTI, E; ZAIAT, M. Feasibility of treating swine manure in a anaerobic sequencing batch biofilm reactor with mechanical stirring. **Applied biochemistry and Biotechnology**, v. 120, p. 109- 120, 2005.

POSTMAN, T. & STROES, J. A. P. Lipid screening in clinical chemistry. **Clin. Chim. Acta**, v.22, 569-578, 1968.

RAJ, S. A.; MURTHY, D.V.S. Nitrification of synthetic wastewater in a cross flow medium trickling filter. **Bioprocess Engineering**, v. 19, p. 149-154, 1998.

RAMIRES, R. dél ARCO. **Produção de metano e remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura.** 2005. 136 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2005.

RAMIREZ, O. P.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Pós-tratamento de efluentes de reator UASB com filtros anaeróbios. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 7; n.3; p. 209-212, 2001.

RAMIREZ, O. P.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Avaliação de um sistema combinado de UASB-Filtro no tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura. **Olam-Ciência. & Tecnologia**, Rio Claro, v. 2, n. 2, p., 2002.

RAMIREZ, O. P.; QUADRO, M. S., ANTUNES, R. M., KOETZ, P. R. Influência da carga orgânica volumétrica aplicada no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura por contactores biológicos rotatórios e reator anóxico. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.9,n. 4, p.413-420, 2003.

RAMIREZ, O. P.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Filtro anaeróbio utilizado como pós-tratamento de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) para dejetos de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 10, n. 3, p.339-346, 2004.

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.

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, 1 CD- ROM, 2004.

RODGERS, M.; PAOR de D.; CLIFFORD, E. Dairy wastewater treatment using a horizontal flow biofilm system. **Journal of Environmental Management**, Galway, Ireland, v. 86, p. 114 – 120, 2008.

RODRIGUES, R. S. & SELBACH, P. A. Redução de carga poluidora em lodo de suinocultura através de filtração. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, n. 4, v. 9, p. 407-411, 2003.

RODRIGUES, L. S. dos. Concepção e avaliação de sistema de tratamento com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e lagoa de polimento para águas residuárias de suinocultura. 2008. 151p. Tese (Doutorado em Ciência Animal) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

SAIDOU, H.; KORCHEF, A.; MOUSSA, M. B. A. Struvite precipitation by the dissolved CO₂ degasification technique: impact of the airflow rate and pH. **Chemosphere**, v.74, p.338-343, 2009.

SANCHÉZ, E. P.; WEILAND, P.; TRAVIESSO, L. Effect of the organic volumetric loading rate on soluble COD removal in down-flow anaerobic fixed –bed reactors. **Bioresource Technology**. n. 47; p.173-176, 1994.

SANCHÉZ, E. P.; MONROY, O.; CANIZARES, R. O.; TRAVIESO, L. A preliminary study of swine waste treatment by an upflow sludge bed anaerobic reactor and a packed bed anaerobic reactor. **Journal of agricultural Engineering resource**, n. 62; p. 71-76,

1995.

SANCHEZ, E. P.; BORJA, R.; TRAVIESO, L.; MART, A.; COLMENAREJO, M. F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, 96, 335–344, 2005.

SANTANA, A. M. de. **Atividade da microbiota e desempenho de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura.** 2004. 113 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2004.

SANTANA, A. M. de. **Avaliação de sistema composto por reatores anaeróbios e aeróbio para tratamento de águas residuárias de suinocultura.** 2008. 261 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

SANTANA, A. M. de; OLIVEIRA, R. A. de. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.3, p.817-830, set/dez 2005.

SANTANA, A. M. de; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de Desempenho e atividade da microbiota de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), em dois estágios, tratando águas residuárias de suinocultura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES, 24, 2007, Belo Horizonte. **Resumos...** Belo Horizonte: ABES 2007, 1 CD- ROM.

SANTOS, A. S. P. **Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador com diferentes meios suportes plásticos.** 2005. 91f. Dissertação (Mestrado em Ciência

em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

SANTOS, A. S. P.. Análise econômica da aplicação de meios suporte plásticos em filtros biológicos percoladores. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES, 24, 2007, Belo Horizonte – MG. **Resumos...** Belo Horizonte: ABES, 6p, 1 CD- ROM, 2007.

SCHMIDT, j. E.; AHRING, B. K. Granular sludge formation in upflow anaerobic blanket (UASB) reactors. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 49, p. 229-246, 1996.

SCHMIDT, E. L.; BELSER, L. W. Nitrifying bacteria. In: _____Methods of soil Analysis – Chemical and Microbiological Properties, n. 9, 2ª Ed. Wisconsin, 1984, parte 2, p. 1027-1042, 1984.

SCHOENHALS, M. FRARE, L. M.; SARMENTO, L. A. V. Análise do desempenho de reatores de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluentes de suinocultura. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.4, n. 1, p. 5-23, 2007.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; ORTIGARA, A. R. C.; FANTIN, A.; OLIVO, V. E. Variações comportamentais na produção de biogás, na diversidade de archaeas metanogênicas e na redução da dco durante a digestão anaeróbia de dejetos de suínos. In 25º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES, 25, 2009, Recife. **Resumos...** Recife: ABES 2009, 1 CD- ROM.

SINGH, S.P.; PRERNA, P. Review of recent advances in anaerobic packed-bed biogas reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, n.1, 1569–1575, 2009.

SHOW, K. Y. & TAY, J. H. Influence of support media on biomass growth and retention in anaerobic filters. **Water Research**. Exeter, v. 33, nº 6, p. 1471-1481, 1998.

SILVA, F. L.; SANTOS, L. R.; OLIVEIRA, P.R. Lagoas de estabilização de dejetos de suínos: análise descritiva e avaliação da eficiência utilizando parâmetros físico-químicos e biológicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 11, 2003. **Resumos...**, p.435-436.

SONG, M.; SHIN, S. S.; HWANG, S. Methanogenic population dynamics assessed by real-time quantitative PCR in sludge granule in upflow anaerobic sludge blanket treating. **Bioresource technology**, Barking, v. 101, s23-s28, 2010.

STEIL, L. **Avaliação do uso de inoculo na biodigestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frango de cortes e suínos**. 2001. 109f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Instituto de Química. Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2001.

STICKLAND, L. H. The determination of small quantities of bactéria by means of biuret reaction. **Journal of Gemany Microbiological**, v. 5, p. 698-703, 1951.

SWAINE, D. E.; DAUGULIS, A. J. Rewiw of liquid mixing in packed bed biological reactors. *Biotechnology Process*, v.4, n.3, p. 134 a 148, 1988.

TAMURA, K.; DUDLEY, J.; NEI, M.; KUMAR, S. **Mega4: molecular evolutionary genetics analysis (MEGA)**: software version 4.0, 2007.

TANAKA, Y.; SUZUKI, K.; FUKUNAGA, S.; NAGATA, R. Feasibility of Full-sacle UASB/Unwoven-fabric-installed trickling filter system for swine wastewater treatment. *Journal of Japan Society on Water Environmental*, v. 29, nº 2, p. 107-113, 2006 (em Japonês).

THOMPSON, J. D.; HIGGINS, D. G.; GIBSON, T. J.; CLUSTAL, W. Improving sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position, specific gap penalties and weight matrix choix. **Nucleic Acids Research**, v. 22, n. 22, p.

4673 – 4680, 1994.

TIEDJE, J.. Denitrification. In:_____ Methods of soil analysis- Chemical and Microbiological properties, nº 9, part. 2, 2ª Edição, Wisconsin, Estados Unidos, p. 1011 a 1026, 1984.

TONETTI, A. L.; FIGUEIREDO, R. J.; NAKARUMA, M. S. Avaliação da partida de filtros anaeróbios com recheio de bambu – A remoção de matéria orgânica em termos de DQO. 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES, 24, 2007, Belo Horizonte – MG. **Resumos...** Belo Horizonte: ABES 2007, 1 CD-ROM.

TRING, S. G.; RUBIN, E. M. Metagenomics: DNA sequencing of environmental samples, **Nature Reviews genetics**, v. 6. p. 805-814, 2005.

TRIT, W. P.; ZADRAZIL, F.; HARTMANN, S.. Bamboo as a support material in anaerobic reactors. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**. Germany, v. 9. p. 229-232, 1992.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Departamento de Ciências Exatas. Estação Agroclimatológica: valores médios do período de 1971 -2000. Disponível em <www.fcav.unesp.br/estacao> Acesso em junho de 2009.

URBINATI, E. & OLIVEIRA, R. A. de. Efeito das cargas hidráulica e orgânica volumétrica no desempenho de reatores UASB em dois estágios no tratamento de águas residuárias de Suinocultura. In... IX Taller y Simposio Latino Americano de digestión anaeróbica, Isla de Pascoa, Chile, p. 952-956, 2008.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical**

guide for regions with a hot climate. Chichester: John Wiley and Sons, 1994.

VICTORIA, J. A. R. **Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB.** 2006. 146 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

VAZOLLER, R. F. Microbiologia e saneamento ambiental. Disponível em : <<http://bat.fat.org.br/>>. Acesso em: 04 fev. 2002.

ZANOTELLI, C. T. **Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos.** 2002. 180 p. Tese (Doutorado em Engenharia da produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

WHITFORD, M.F.; FORSTER, R.J.; BEARD, C.E.; GONG, J. TEATHER RM. Phylogenetic analysis of rumen bacteria by comparative sequence analysis of cloned 16S rRNA genes. **Anaerobe**, v. 4, p. 153–163,1998.

8. ANEXOS

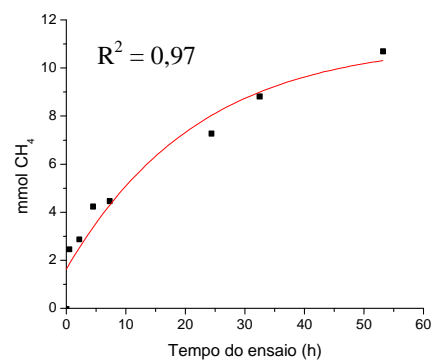
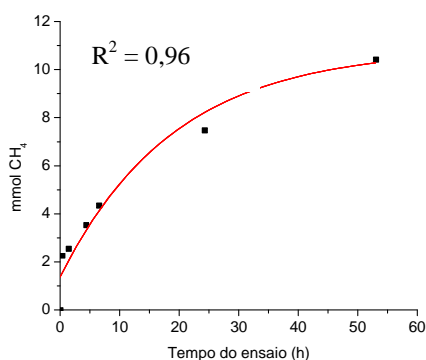
ANEXO 1. Tabela padrão de probabilidade para cinco tubos por diluição (ALEXANDER,1984).

		Número mais provável para a indicação do p_3 .					
p_1	p_2	0	1	2	3	4	5
0	0	--	0.018	0.036	0.054	0.072	0.090
0	1	0.018	0.036	0.055	0.073	0.091	0.11
0	2	0.037	0.055	0.074	0.092	0.11	0.13
0	3	0.056	0.074	0.093	0.11	0.13	0.15
0	4	0.075	0.094	0.11	0.13	0.15	0.17
0	5	0.094	0.11	0.13	0.15	0.17	0.19
1	0	0.020	0.040	0.060	0.080	0.10	0.12
1	1	0.040	0.061	0.081	0.10	0.12	0.14
1	2	0.061	0.082	0.10	0.12	0.15	0.17
1	3	0.083	0.10	0.13	0.15	0.17	0.19
1	4	0.11	0.13	0.15	0.17	0.19	0.22
1	5	0.13	0.15	0.17	0.19	0.22	0.24
2	0	0.045	0.068	0.091	0.12	0.14	0.16
2	1	0.068	0.092	0.12	0.14	0.17	0.19
2	2	0.093	0.12	0.14	0.17	0.19	0.22
2	3	0.12	0.14	0.17	0.20	0.22	0.25
2	4	0.15	0.17	0.20	0.23	0.25	0.28
2	5	0.17	0.20	0.23	0.26	0.29	0.32
3	0	0.078	0.11	0.13	0.16	0.20	0.23
3	1	0.11	0.14	0.17	0.20	0.23	0.27
3	2	0.14	0.17	0.20	0.24	0.27	0.31
3	3	0.17	0.21	0.24	0.28	0.31	0.35
3	4	0.21	0.24	0.28	0.32	0.36	0.40
3	5	0.25	0.29	0.32	0.37	0.41	0.45
4	0	0.13	0.17	0.21	0.25	0.30	0.36
4	1	0.17	0.21	0.26	0.31	0.36	0.42
4	2	0.22	0.26	0.32	0.38	0.44	0.50
4	3	0.27	0.33	0.39	0.45	0.52	0.59
4	4	0.34	0.40	0.47	0.54	0.62	0.69
4	5	0.41	0.48	0.56	0.64	0.72	0.81
5	0	0.23	0.31	0.43	0.58	0.76	0.95
5	1	0.33	0.46	0.64	0.84	1.1	1.3
5	2	0.49	0.70	0.95	1.2	1.5	1.8
5	3	0.79	1.1	1.4	1.8	2.1	2.5
5	4	1.3	1.7	2.2	2.8	3.5	4.3
5	5	2.4	3.5	5.4	9.2	16	--

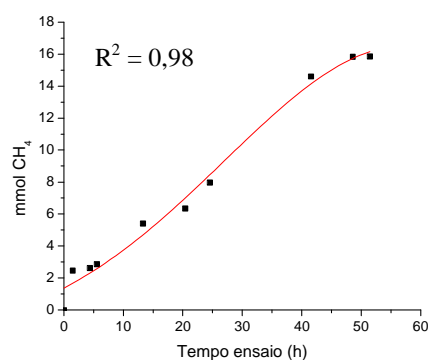
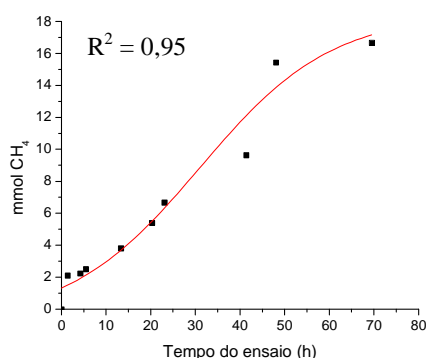
ANEXO 2

Nos anexos 2.1 a 2.18 estão apresentadas às curvas com os valores de produção de metano do lodo de inóculo, lodo do reator UASB (R1) e lodo intersticial do filtro anaeróbico (R2) no final das fases 1, 2, 3 e 4, em função do tempo do ensaio, para cada uma das fontes de substrato adicionadas. Os dados experimentais foram ajustados à sigmóide de Boltzmann através do *software micronal* Origen 6.0[®].

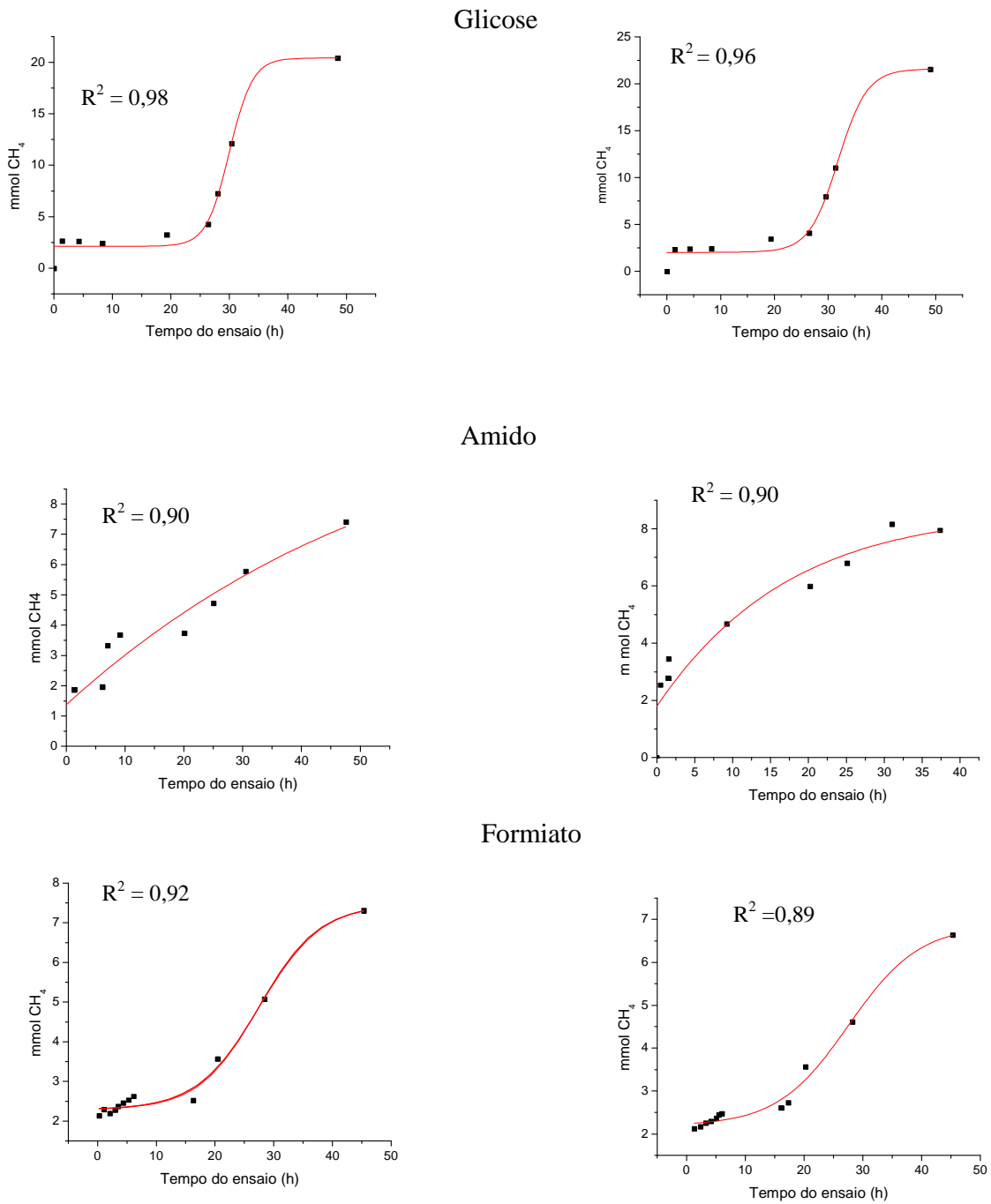
Acetato



Propionato + butirato

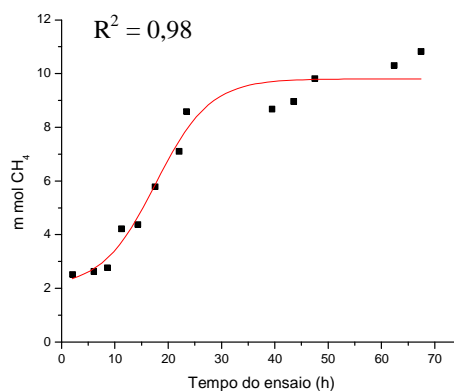
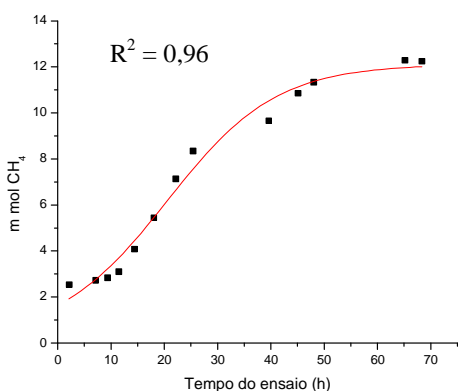


Anexo 2.1. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; --- modelo sigmoide ajustado) do lodo de **inóculo**, para o acetato, propionato + butirato como fonte de substrato durante a avaliação da microbiota.

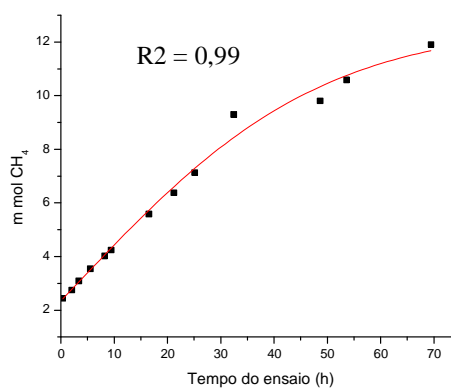
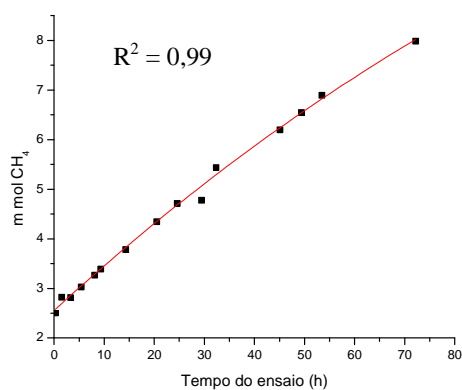


ANEXO 2.2. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do lodo de **inoculo**, para a glicose, amido, formiato durante a avaliação da microbiota.

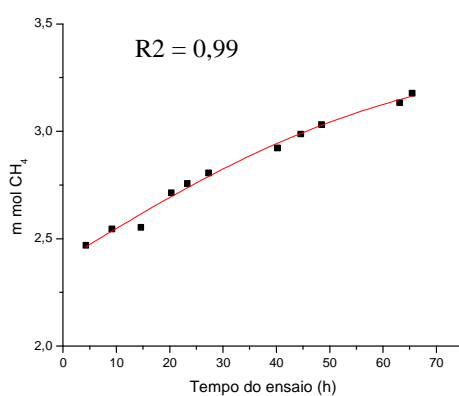
Amido



Formiato

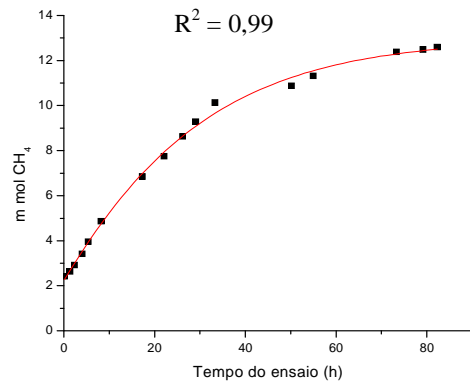
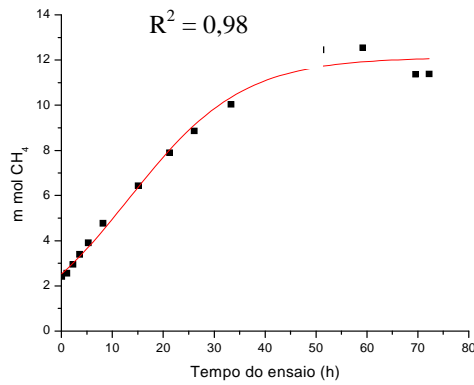
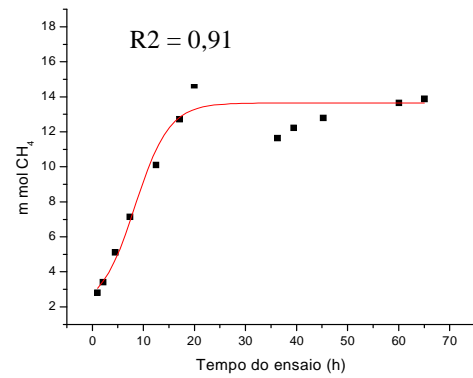
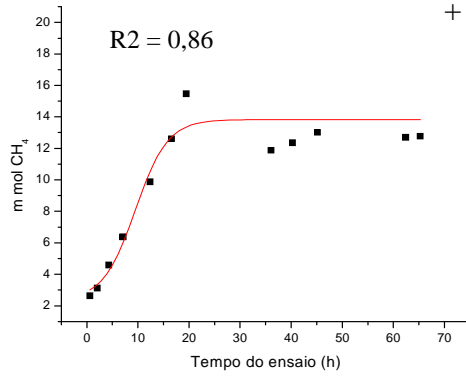


Controle

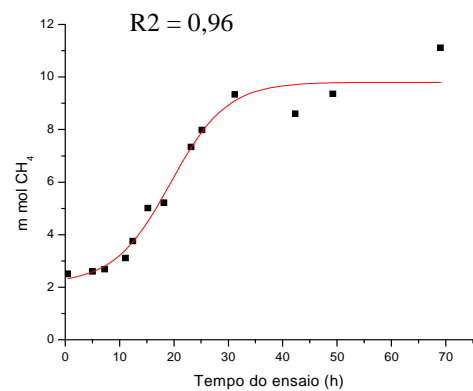
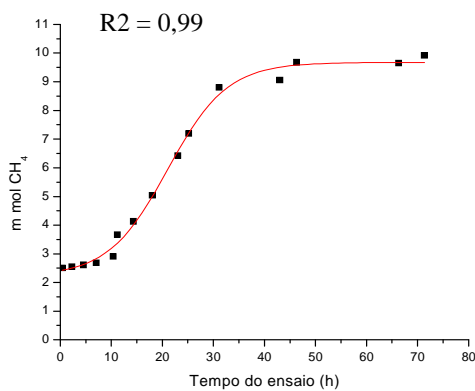


ANEXO 2.3. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do lodo do reator UASB (R1) ao final da fase 1, para o amido, formiato como fonte de substrato e controle durante a avaliação da microbiota.

Acetato

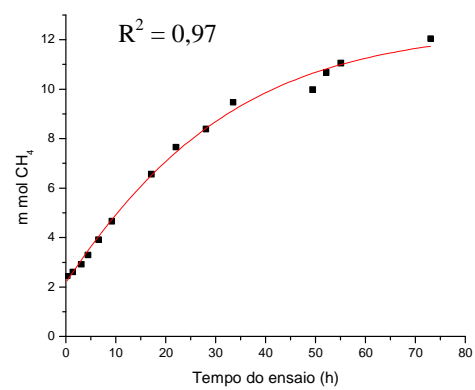
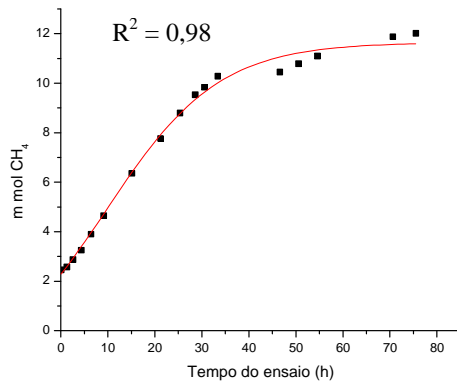
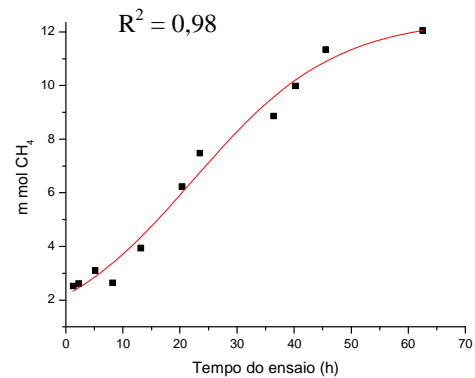
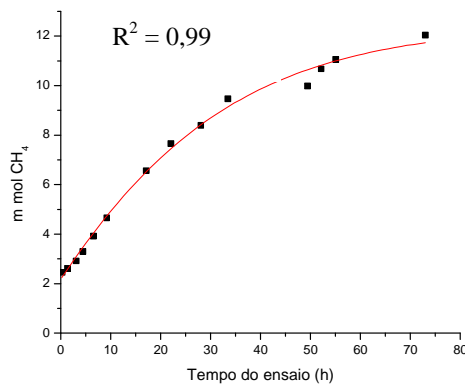
Propionato
+ butirato

Glicose

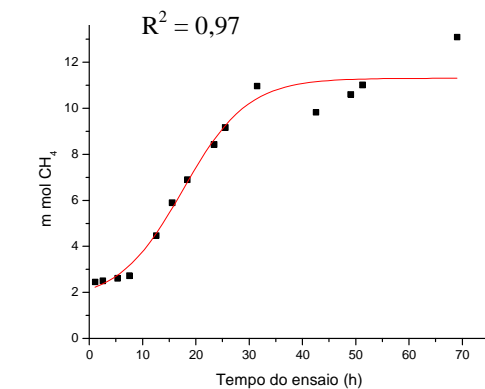
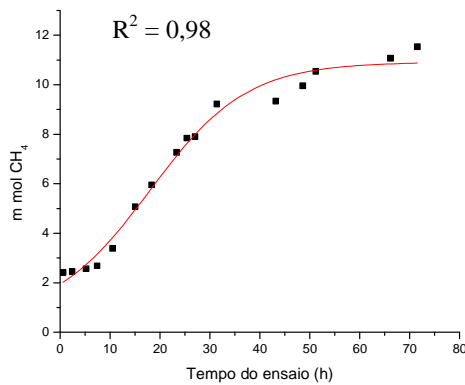


ANEXO 2.4. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do lodo do reator UASB (R1) ao final da fase 1, para o acetato, propionato+butirato e glicose com fonte de substrato adicionada durante a avaliação da microbiota.

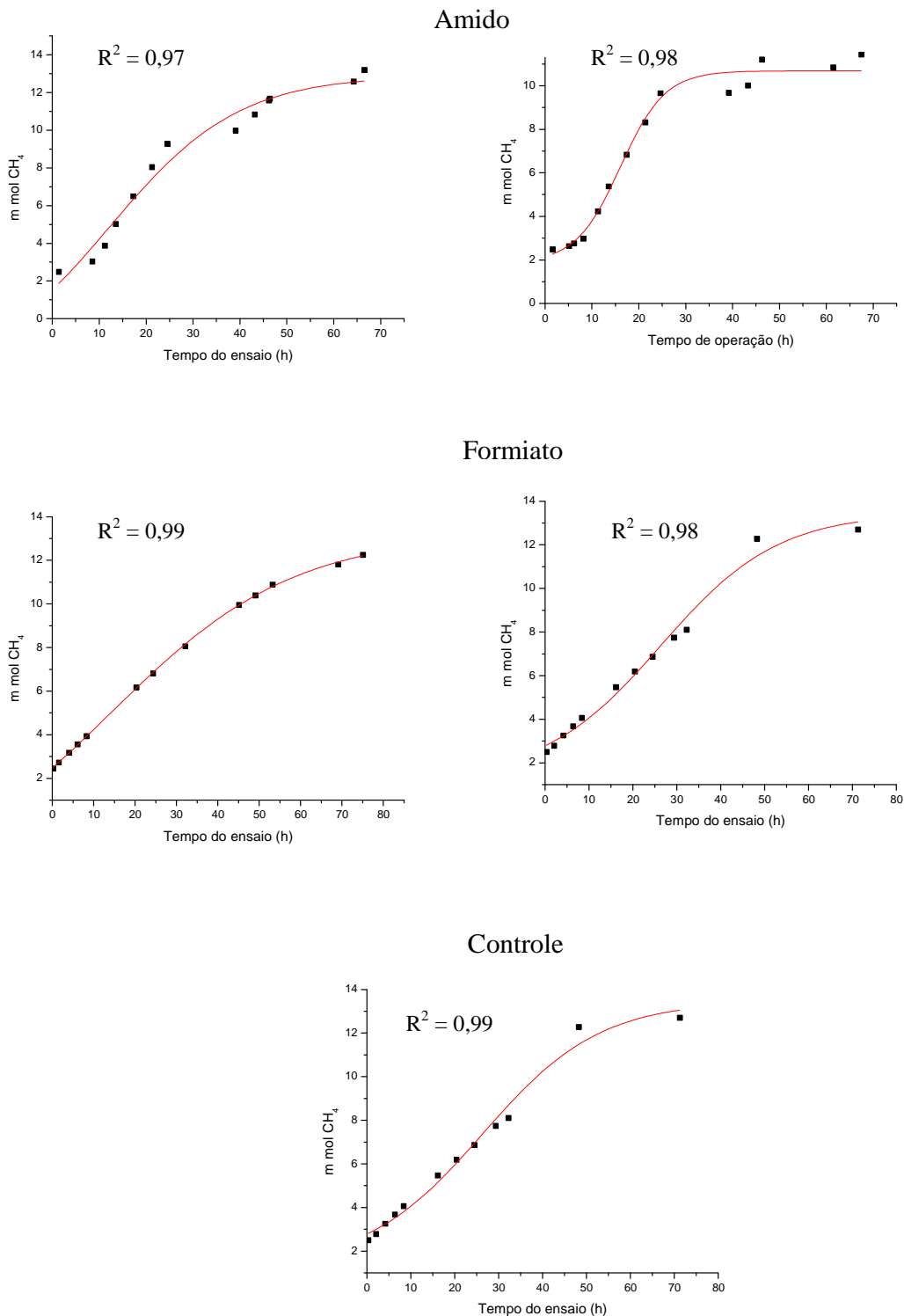
Acetato

Propionato
+ butirato

Glicose

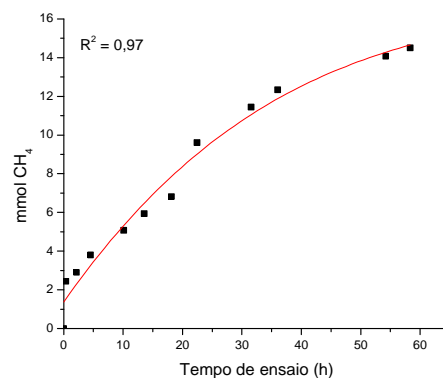
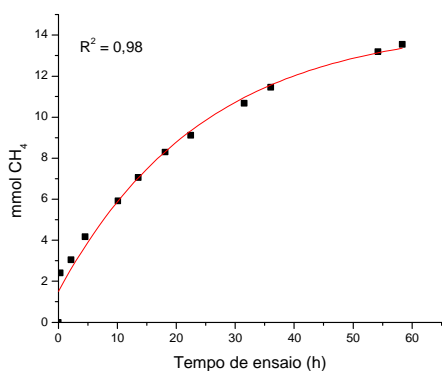
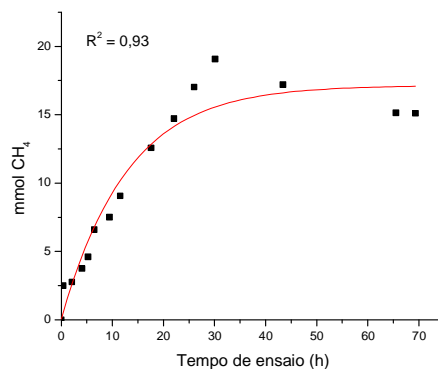
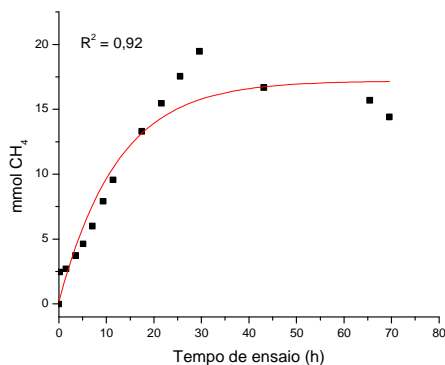


ANEXO 2.5. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) ao final da fase 1, para o acetato, propionato + butirato e glicose, como fonte de substrato adicionado durante a avaliação da microbiota.

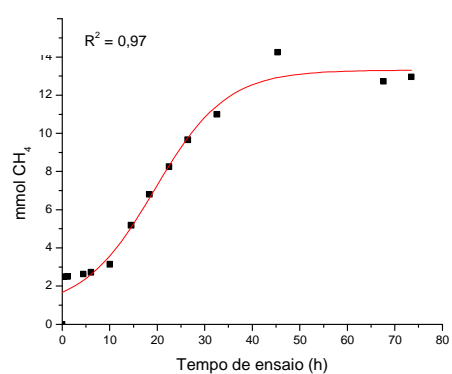
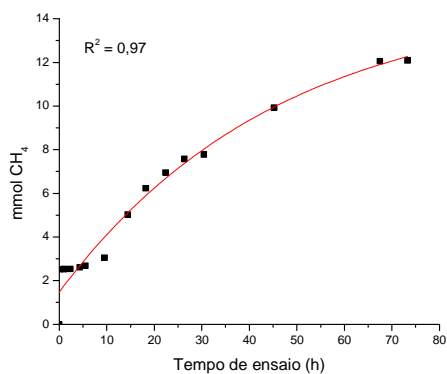


ANEXO 2.6. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) **lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2)** ao final da **fase 1**, para o amido, formiato como fonte de substrato adicionada e controle durante a avaliação da microbiota.

Acetato

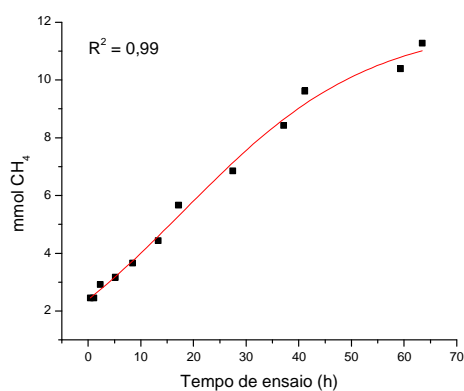
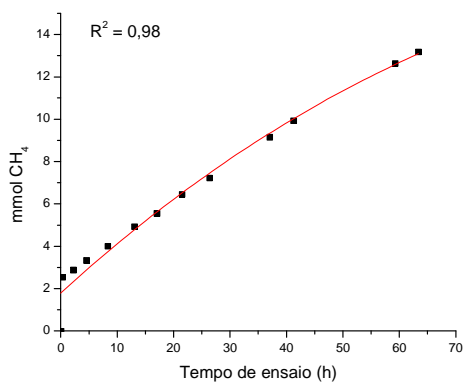
Propionato
+ Butirato

Glicose

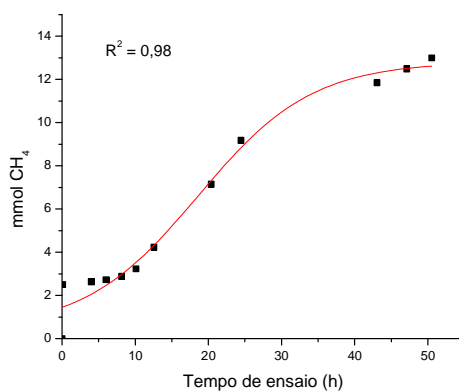


ANEXO 2.7. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do lodo do reator UASB (R1) ao final da fase 2, para o acetato, propionato + butirato e glicose, como fontes de substrato, durante a avaliação da atividade da microbiota.

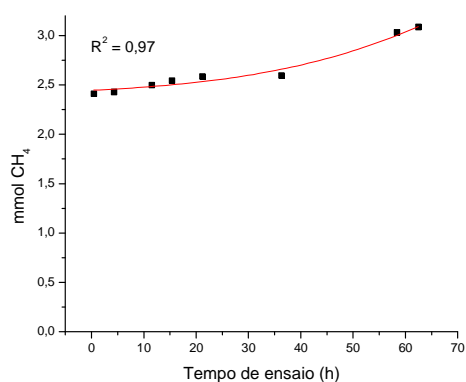
Formiato



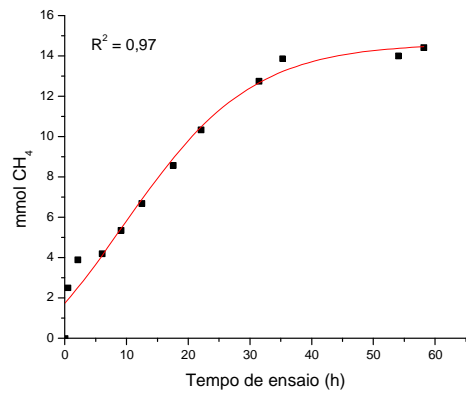
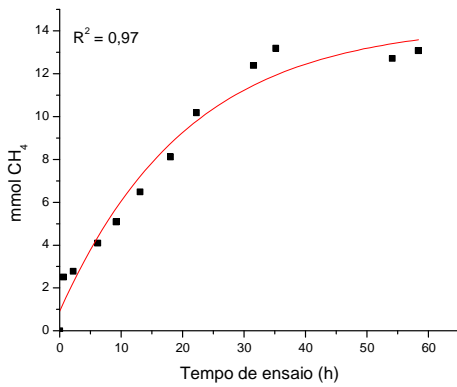
Amido



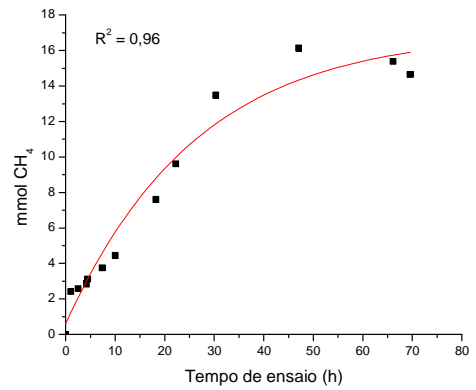
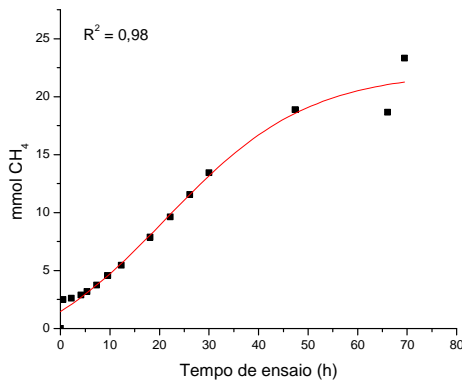
Controle



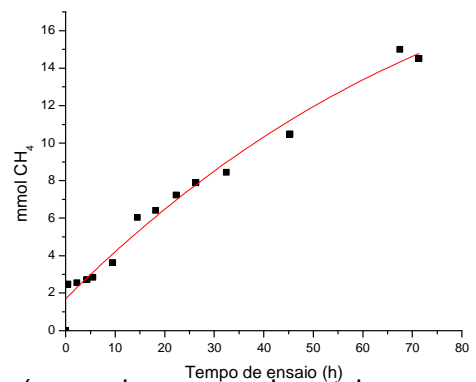
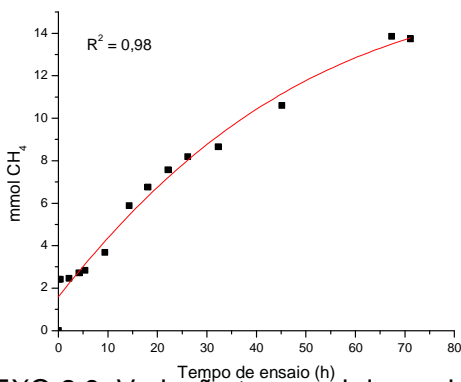
ANEXO 2.8. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do **lodo do reator UASB (R1) ao final da fase 2**, para o amido e formiato como fontes de substrato e para o controle (sem adição de substrato), durante a avaliação da atividade da microbiota.



Propionato + Butirato

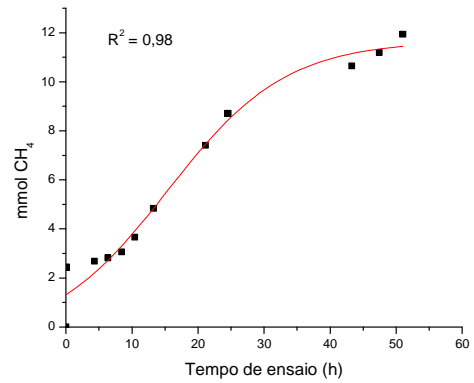
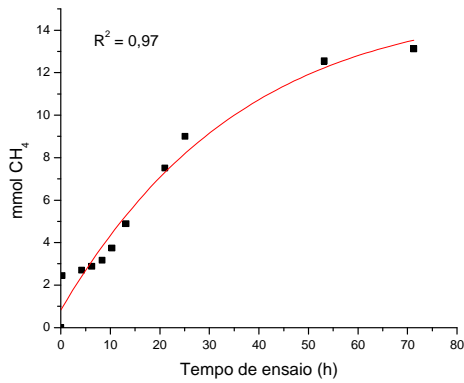


Glicose

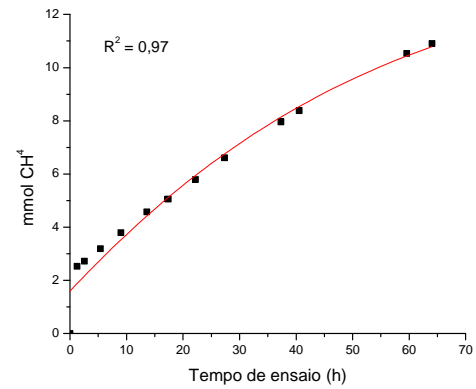
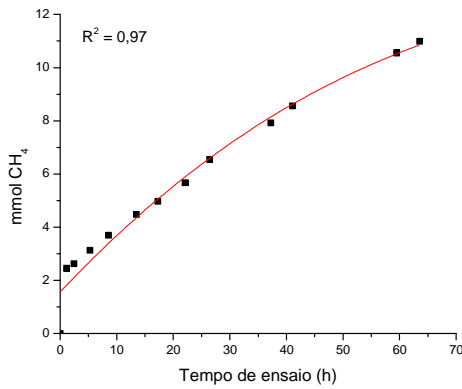


ANEXO 2.9. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) ao final da fase 2, para o acetato, propionato + butirato e glicose como fontes de substrato durante a avaliação da atividade da microbiota.

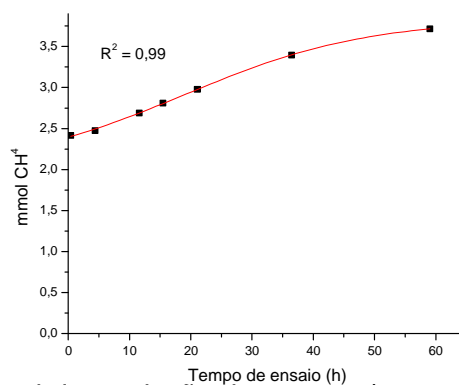
Amido



Formiato

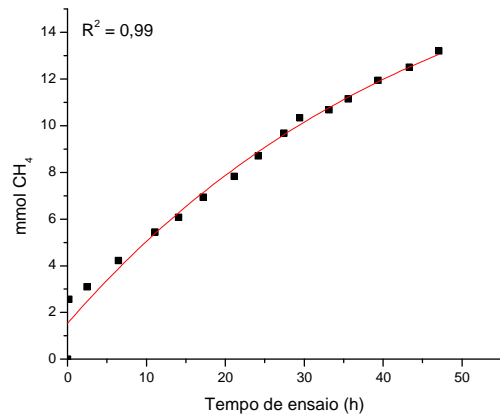
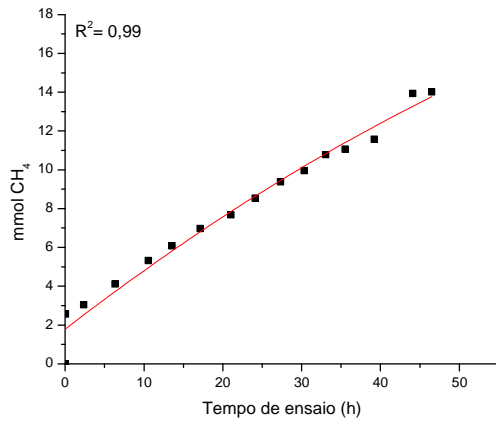
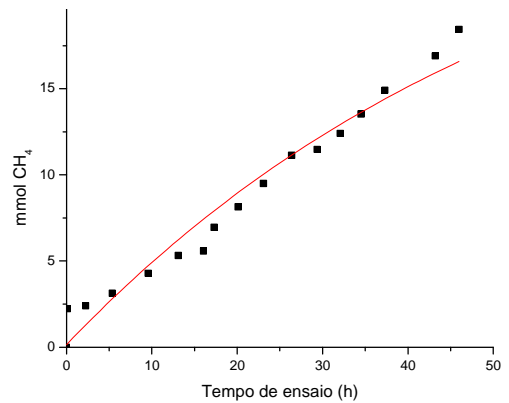
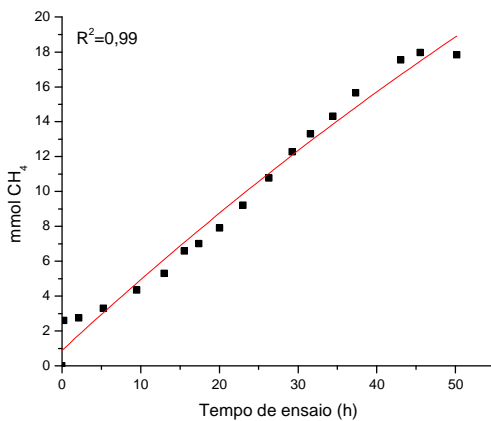


Controle

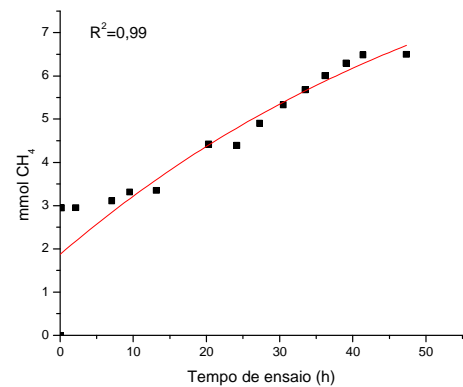
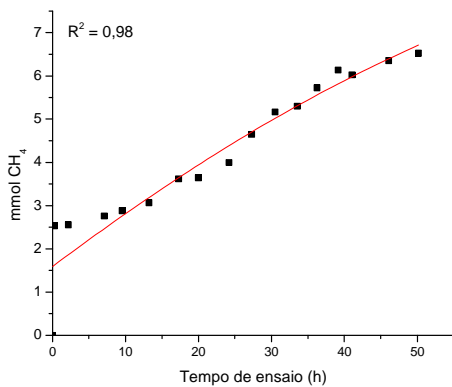


ANEXO 2.10. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoide ajustado) do lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) ao final da fase 2, para o amido e formiato como fontes de substrato e para o controle (sem adição de substrato), durante a avaliação da atividade da microbiota.

Acetato

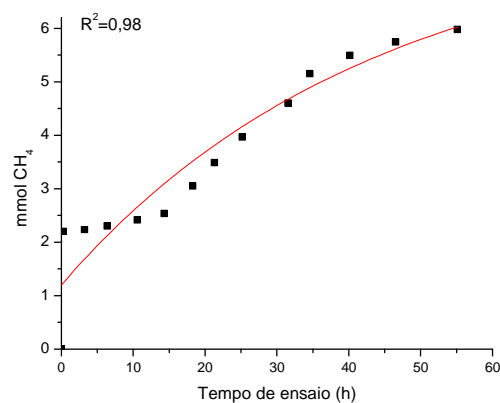
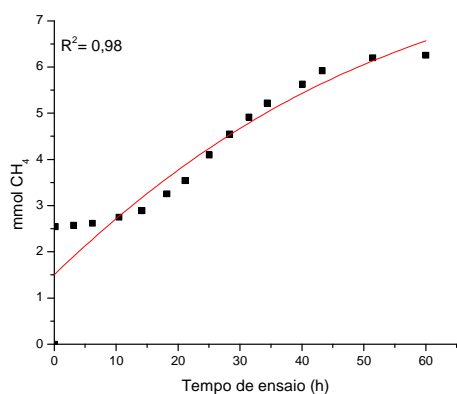
Propionato
+ butirato

Glicose

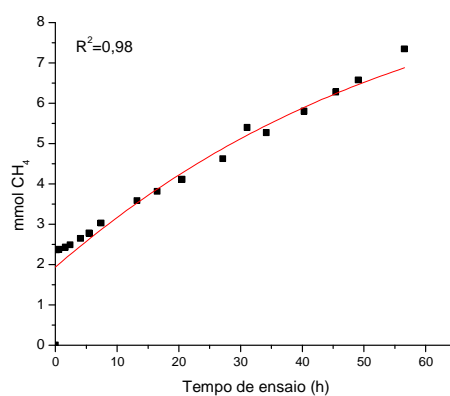
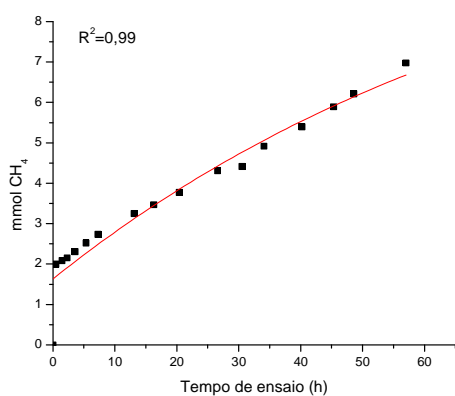


ANEXO 2.11. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do lodo do reator UASB (R1) ao final da fase 3, para o acetato, propionato + butirato e glicose, como fontes de substrato, durante a avaliação da atividade da microbiota.

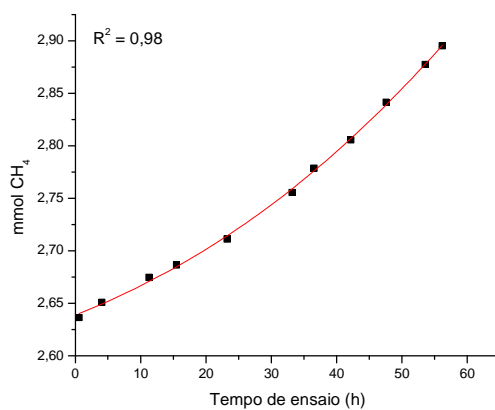
Amido



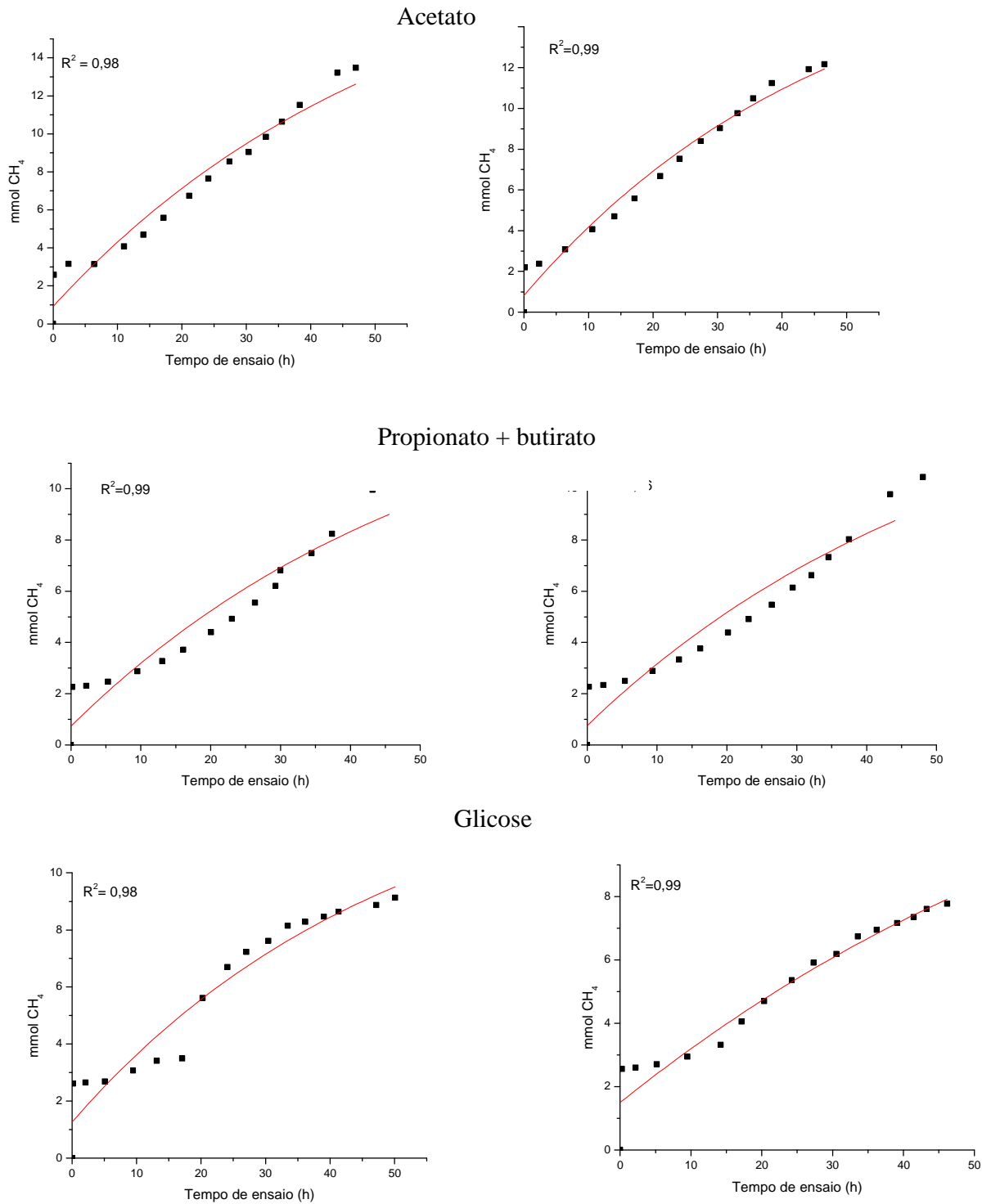
Formiato



Controle

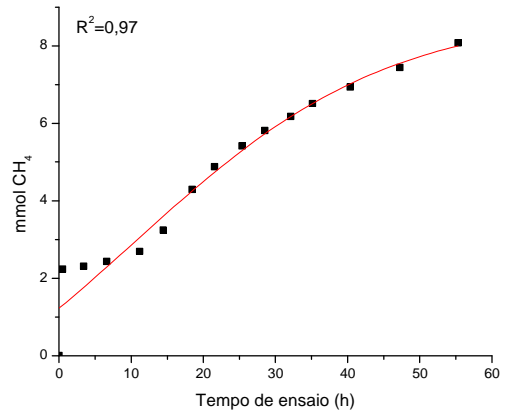
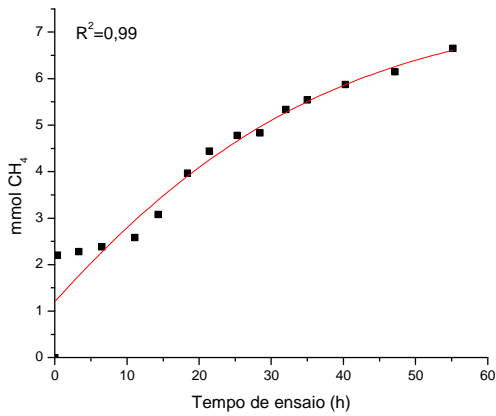


ANEXO 2.12. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do **lodo do reator UASB (R1) ao final da fase 3**, para o amido e formiato como fontes de substrato e para o controle (sem adição de substrato), durante a avaliação da atividade da microbiota.

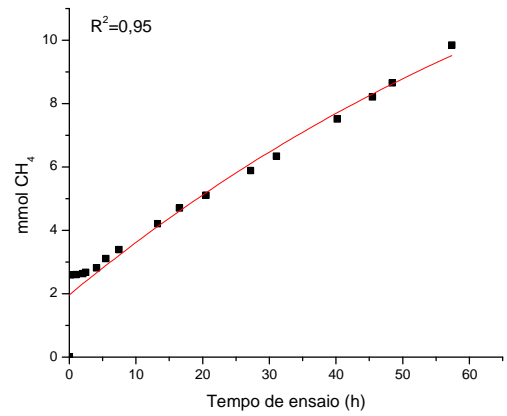
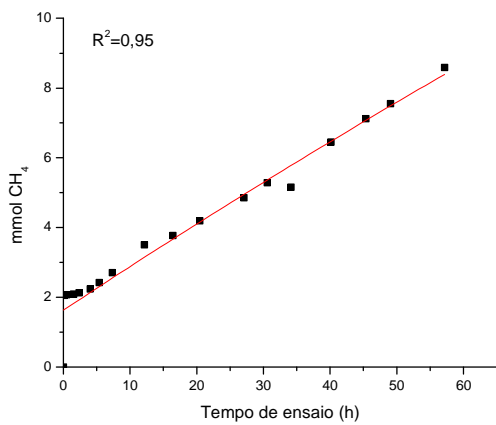


ANEXO 2.13. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) ao final da fase 3, para o acetato, propionato + butirato e glicose como fontes de substrato durante a avaliação da atividade da microbiota.

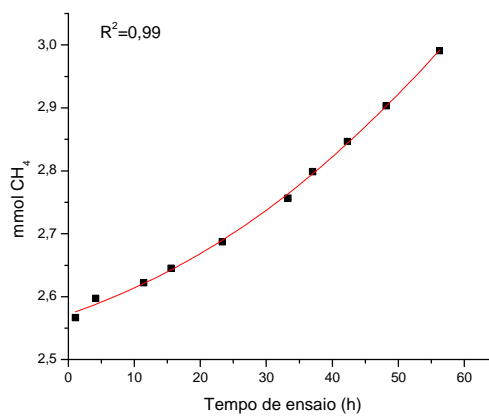
Amido



Formiato

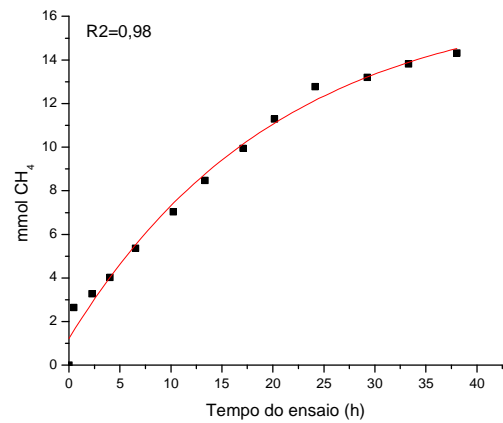
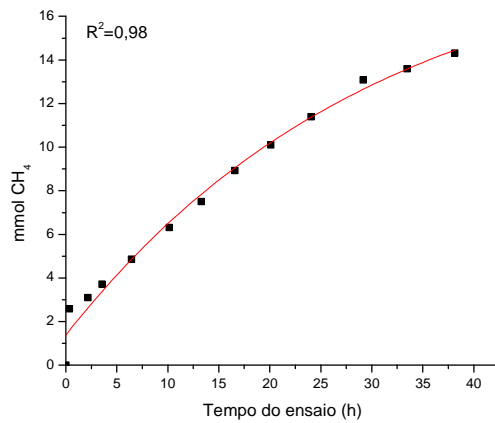
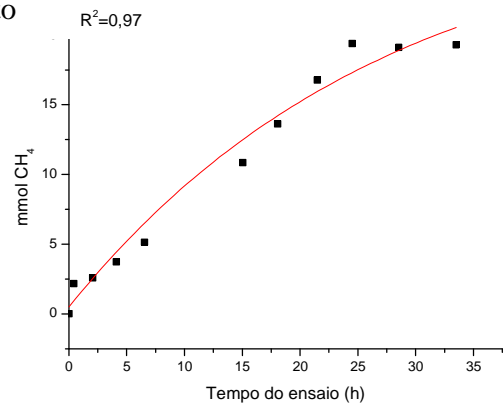
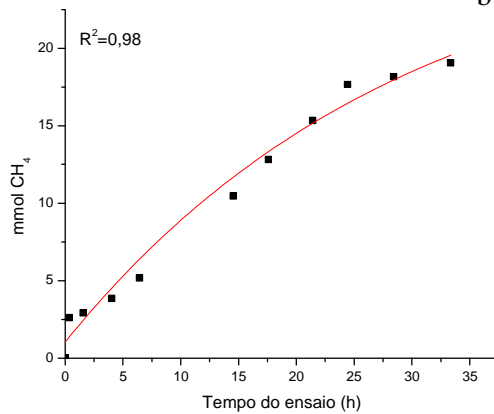


Controle

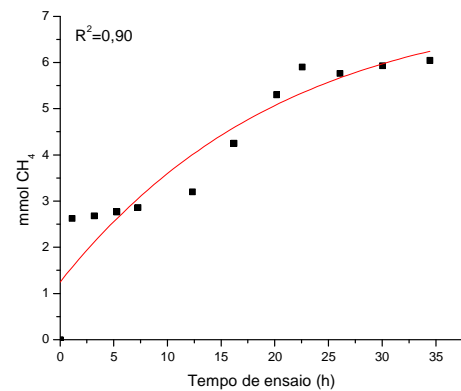
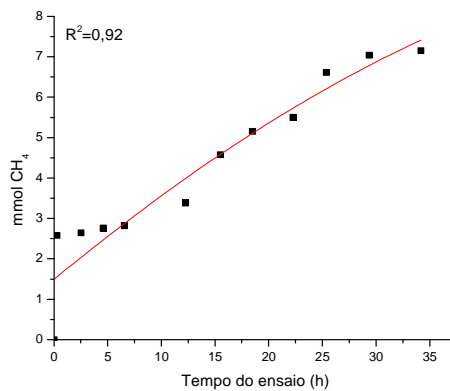


ANEXO 2.14. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoideal ajustado) do lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) ao final da fase 3, para o amido e formiato como fontes de substrato e para o controle (sem adição de substrato), durante a avaliação da atividade da microbiota.

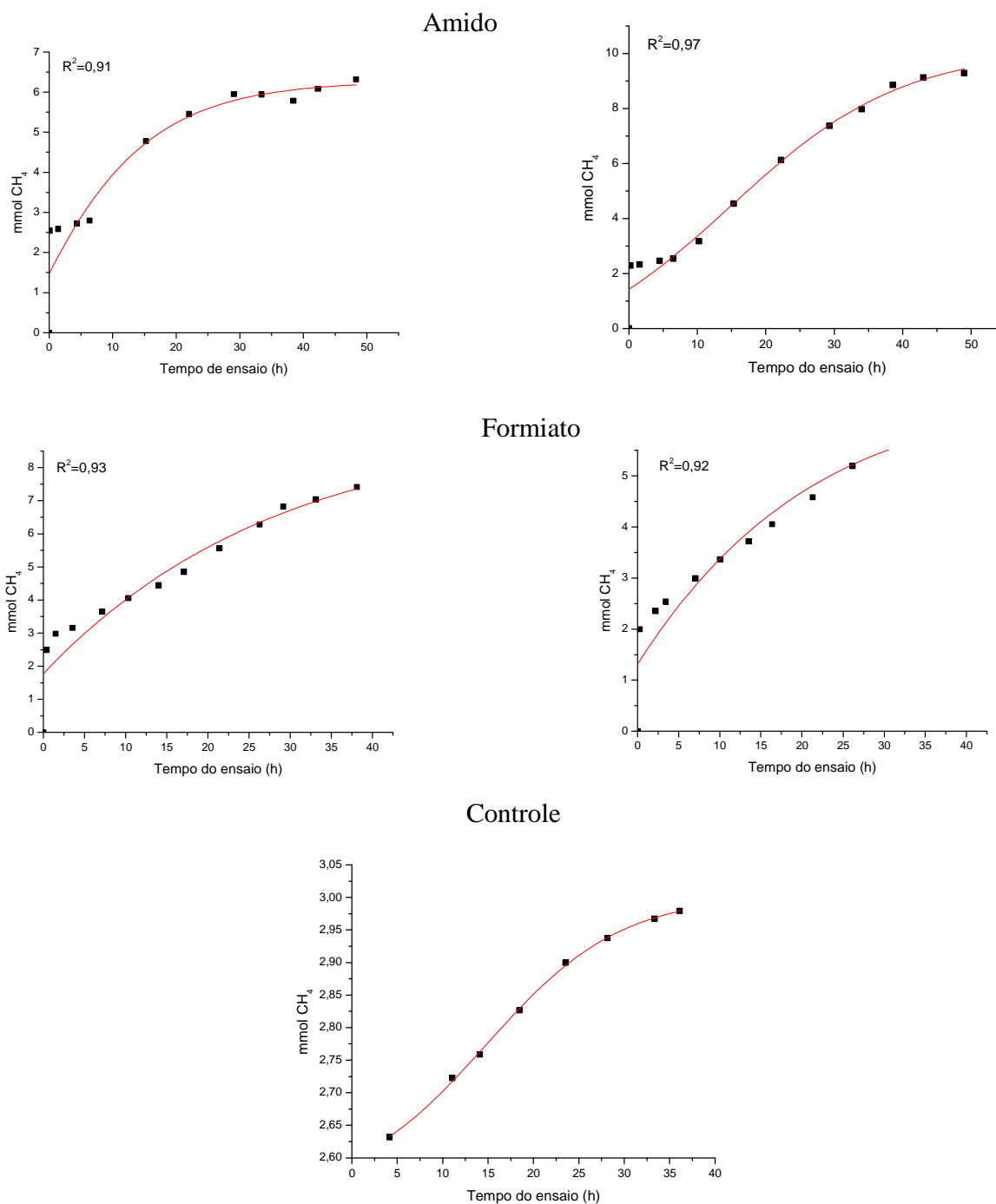
Acetato

Propionato +
butirato

Glicose

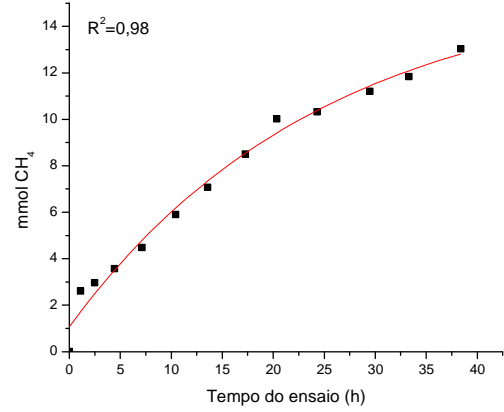
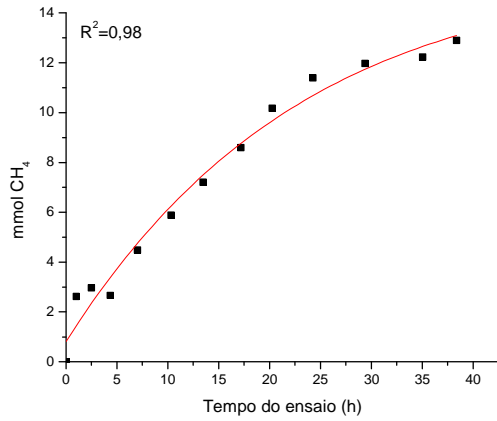
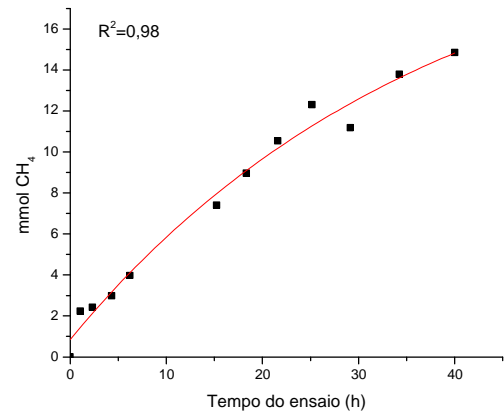
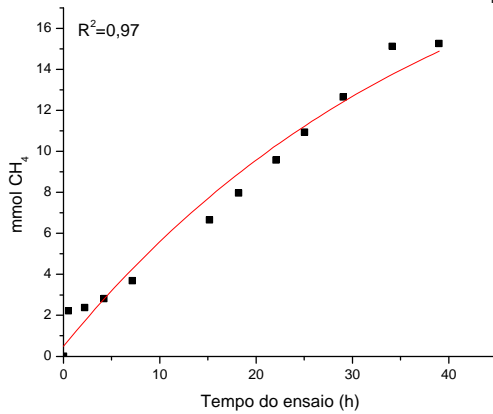


ANEXO 2.15. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do lodo do reator UASB (R1) ao final da fase 4, para o amido e formiato como fontes de substrato e para o controle (sem adição de substrato), durante a avaliação da atividade da microbiota.

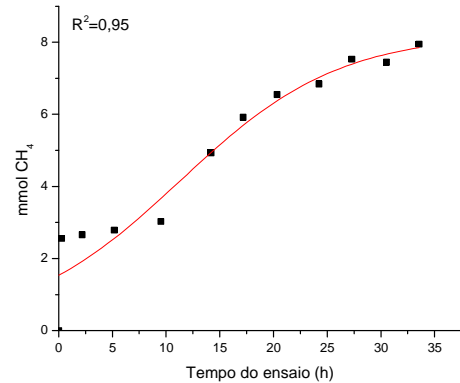
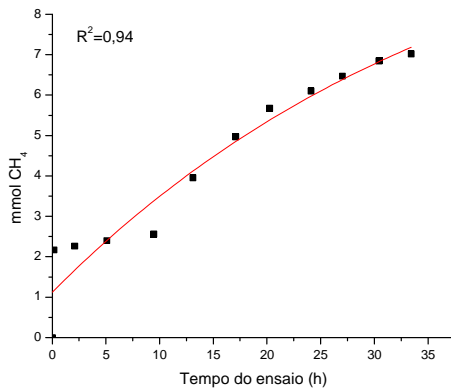


ANEXO 2.16. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoidal ajustado) do lodo do reator UASB (R1) ao final da fase 4, para o amido e formiato como fontes de substrato e para o controle (sem adição de substrato), durante a avaliação da atividade da microbiota.

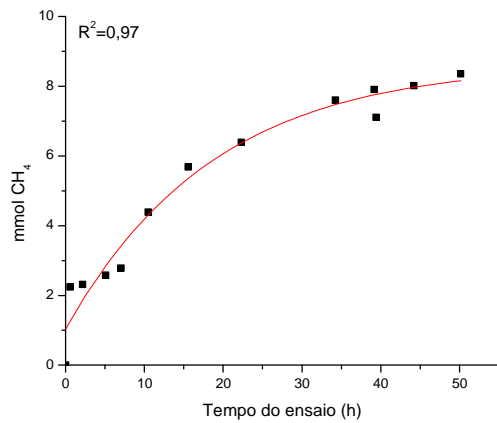
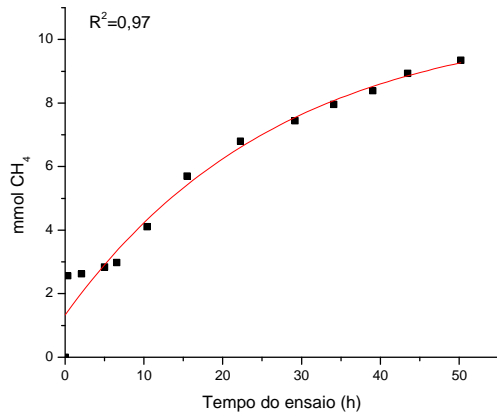
Acetato

Propionato
+ Butirato

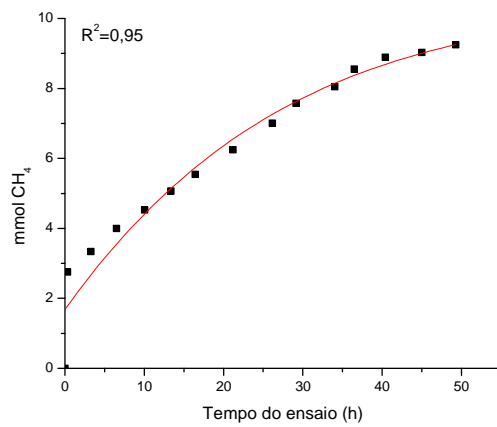
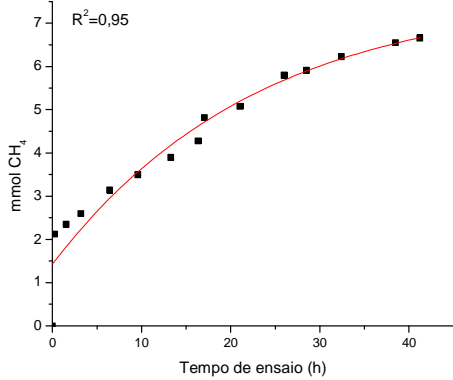
Glicose



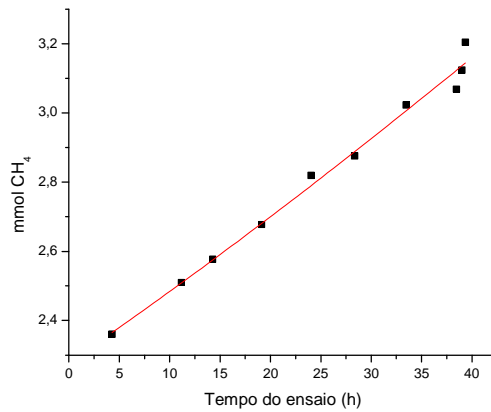
ANEXO 2.17. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoide ajustado) do lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2) ao final da fase 4, para o acetato, propionato + butirato e glicose como fontes de substrato durante a avaliação da atividade da microbiota.



Formiato



Controle



ANEXO 2.18. Variação temporal da produção de metano (■ valores experimentais; -- modelo sigmoideal ajustado) do lodo intersticial do leito fixo do filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2) ao final da fase 4, para o amido e formiato como fontes de substrato e para o controle (sem adição de substrato), durante a avaliação da atividade da microbiota.