

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

SISTEMA UASB/FBP SUBMETIDO A HIDROGRAMA TÍPICO
DE VAZÃO: AVALIAÇÃO DO USO DE MEIO SUPORTE
BASEADO EM ESPUMA DE POLIURETANO E OPERAÇÃO
SEM DECANTADORES SECUNDÁRIOS

Thiago Bressani Ribeiro

Belo Horizonte

2015

**SISTEMA UASB/FBP SUBMETIDO A HIDROGRAMA TÍPICO
DE VAZÃO: AVALIAÇÃO DO USO DE MEIO SUPORTE
BASEADO EM ESPUMA DE POLIURETANO E OPERAÇÃO
SEM DECANTADORES SECUNDÁRIOS**

Thiago Bressani Ribeiro

Thiago Bressani Ribeiro

**SISTEMA UASB/FBP SUBMETIDO A HIDROGRAMA TÍPICO
DE VAZÃO: AVALIAÇÃO DO USO DE MEIO SUPORTE
BASEADO EM ESPUMA DE POLIURETANO E OPERAÇÃO
SEM DECANTADORES SECUNDÁRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2015

R484s	<p>Ribeiro, Thiago Bressani. Sistema UASB/FBP submetido a hidrograma típico de vazão: avaliação do uso de meio suporte baseado em espuma de poliuretano e operação sem decantadores secundários [manuscrito] / Thiago Bressani Ribeiro. - 2015. xi, 157 f., enc.: il.</p> <p>Orientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo.</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.</p> <p>Bibliografia: f.142-157.</p> <p>1. Engenharia Sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Biorreatores - Teses. I. Chernicharo, Carlos Augusto de Lemos. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.</p> <p>CDU: 628(043)</p>
-------	--



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL

Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br

http://www.smarh.eng.ufmg.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

SISTEMA UASB/FBP SUBMETIDO A HIDROGRAMA TÍPICO DE VAZÃO:
AVALIAÇÃO DO USO DE MEIO SUPORTE BASEADO EM ESPUMA DE
POLIURETANO E OPERAÇÃO SEM DECANTADORES SECUNDÁRIOS

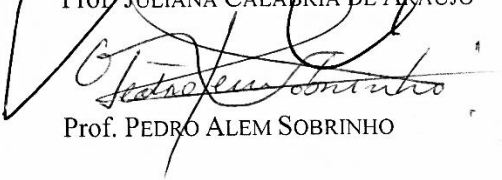
THIAGO BRESSANI RIBEIRO

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:


Prof. CARLOS AUGUSTO DE LEMOS CHERNICHARO - Orientador


Prof. MARCOS VON SPERLING


Prof. JULIANA CALÁBRIA DE ARAÚJO


Prof. PEDRO ALEM SOBRINHO

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Prof. Nilo de Oliveira Nascimento
Coordenador

Prof. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Orientador

Belo Horizonte, 25 de setembro de 2015.

AGRADECIMENTOS

À grande energia do universo que permeia nossas vidas e sempre ilumina nossos passos.

À minha família, pela beleza da união que nos envolve e pelo apoio incondicional de meus pais nos meus projetos de vida, com uma presença marcada por muita dedicação e compreensão, passando sempre uma mensagem de amor. Ao meu irmão Gabriel, pela forte amizade e companheirismo. E minha querida Nayara, pela compreensão, amizade, carinho e sempre um lindo sorriso e cúmplice abraço, cheios de bons sentimentos, para alegrar ainda mais a vida.

Ao professor Carlos, pelo contínuo apoio e pelas grandes oportunidades de amadurecimento e evolução acadêmica, que abraço com muita gratidão. Este tempo de convivência têm sido de aprendizado sem igual, marcado pelo seu exemplo de profissionalismo e dedicação como fonte de motivação. É uma satisfação participar de sua equipe e contar com o auxílio de suas orientações e perspectivas.

Ao amigo Paulo Almeida, pelo comprometimento profissional destacado, sobretudo no desenvolvimento da tecnologia UASB/FBP. Em especial, pelo forte auxílio em todas os momentos deste mestrado, sempre com elementos de motivação e ricas discussões, que me auxiliaram sobremaneira no desenvolvimento, melhoria e conclusão deste trabalho.

À empresa Art Técnica, especialmente ao Luiz Alves e Aldo, por acreditarem na possibilidade de desenvolvimento do meio suporte para FBPs, investindo tempo e recursos financeiros para que pudéssemos ter uma primeira versão do produto para ser testada no âmbito deste mestrado.

À empresa Biofibra, em especial ao Ronaldo, Humberto, Cardoso e Bruno, pela parceria para o desenvolvimento do “Separador Trifásico de Alta Taxa”, com dedicação pessoal e financeira para a consecução dos objetivos.

Ao amigo Carlinhos, pelo grande apoio e paciência na montagem do aparato experimental. Importantes ‘contribuições à ciência, por ventura não remuneradas’.

À banca examinadora, professores Marcos von Sperling, Juliana Calábria de Araújo e Pedro Alem Sobrinho, pelo aceite do convite e leitura crítica do trabalho.

Aos alunos de iniciação científica, em especial à Poliana Stephanie, Gabriela Paiva, Izabela Jesuino, Bruna Emanuela, Leandro Jefferson, Calebe Rodrigues, Priscilla Neves, Flávia Perucci. Agradeço a Poliana pelo trabalho dedicado como voluntária (durante parte da pesquisa) e em feriados, desde o início das coletas; A Gabriela, pelo trabalho como voluntária (durante parte da pesquisa) e pela intensa dedicação, sobretudo na reta final; A Izabela, pelo importante apoio no laboratório na reta final; e a Bruna, pelo trabalho integral como voluntária, sempre com bom humor.

Aos grandes amigos e companheiros de caminhada, Cynthia, Gabriel e Bernardo, pela força e saudosos momentos de muita alegria.

Ao amigo Gabriel Tadeu, pelo enorme apoio para a ‘reconstrução’ do reator UASB e FBPs, auxiliando com furadeira, esmerilhadeira, gerador de energia e toda a sorte de ferramentas e bom e mau humor, em trabalhos que avançaram em finais de semana e feriado, sem hora para terminar e sempre com algo a arrumar no aparato experimental.

Ao amigo Tomás, pela grande força em campo e laboratório, sempre com boa vontade.

Ao Sr. Raimundo e Juju, pelo trabalho pesado e dedicado no CePTS.

Ao grande amigo Ricardo Cocó Passos, pelo apoio desde a iniciação científica e nos ensaios no CePTS.

Aos amigos e companheiros do DESA, em especial ao grande companheiro de CePTS, Carlos Diaz. Aos amigos Daniel, Elias, Túlio, Mateus, André.

Aos professores do PPGSMARH, que contribuem grandemente para a nossa formação.

Aos funcionários do DESA, Norma, Cassiano e Mirna, pelo auxílio nos laboratórios.

À Suzane, pelo grande apoio na busca de recursos e controle financeiro dos projetos de pesquisa.

À Érika, por sempre estar disponível para ajudar, com muito talento, atenção e cuidado. À Cíntia Leal, pelo apoio ao longo dos trabalhos no laboratório.

Ao amigo Luciano Santos pela amizade e compreensão.

Ao CNPq pela concessão da bolsa e financiamento da RENTED, que ainda com grandes defasagens de tempo para o repasse de recursos, foram de extrema importância.

RESUMO

A pesquisa consistiu na investigação de sistemas UASB seguidos por filtros biológicos percoladores (FBP) submetidos a hidrograma típico de vazão afluyente, visando avaliar (i) o uso de decantador lamelar na melhoria da qualidade do efluente do reator UASB, (ii) a influência de características físicas de espumas de poliuretano na remoção de matéria orgânica e bactérias indicadoras de contaminação fecal em módulos-piloto pós-reator UASB, e (iii) o desempenho de um sistema UASB/FBP em escala de demonstração, sem a etapa de decantação secundária e com meio suporte desenvolvido para produção industrial.

O aparato experimental era composto por sistemas UASB/FBP, em que o reator UASB foi modificado pela inclusão de um decantador de alta taxa (lamelar) em um de seus compartimentos de decantação. Mesmo com o incremento da massa de lodo anaeróbio, o decantador lamelar propiciou uma retenção adicional de sólidos em torno de 30%, com menor variabilidade das concentrações de DQO e SSed. Entretanto, sob condição de maior acúmulo de lodo no compartimento de digestão, podem haver falhas na redução das concentrações de sólidos em vazão de pico.

Na segunda etapa de investigações (pós-tratamento), o efluente do reator UASB com decantador lamelar foi direcionado a módulos-piloto compostos por três diferentes tipos de espumas de poliuretano. Os resultados conduziram a seleção da espuma com tamanho de poros de 0,5 mm para o desenvolvimento e produção industrial do meio suporte. Para as condições operacionais impostas (TAS: $11,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; COV: $3,18 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \text{ espuma} \cdot \text{d}^{-1}$), foram observadas elevadas eficiências globais de remoção de matéria orgânica em termos de DBO (86 – 89%) e SST (88 – 91%). A baixa perda de sólidos no efluente ($31 \text{ mgSST} \cdot \text{L}^{-1}$) indicou perspectivas para a operação sem decantadores secundários, mesmo em condições de elevada carga orgânica aplicada. As concentrações de CT e *E. coli* foram similares entre as espumas com poros inferiores ou iguais a 0,5 mm, *confirmando* uma das hipóteses associadas à pesquisa.

Para a etapa da pesquisa com o sistema UASB/FBP em escala de demonstração (equivalente populacional: 220 habitantes), as condições operacionais impostas aos FBPs pós-UASB (TAS: $10 - 12 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; COV: $0,4 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \text{ reator} \cdot \text{d}^{-1}$) permitiram o atendimento aos padrões de lançamento de DQO, DBO e SST com probabilidade de falha $\leq 1\%$, porém com concentrações efluentes de N-amoniaco próximas ao limite de lançamento de $20 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$.

As demais hipóteses associadas à pesquisa foram *confirmadas parcialmente ou com ressalvas*, em que o uso do decantador lamelar contribuiu para a melhoria da qualidade do efluente do reator UASB em vazões de pico apenas quando a massa de lodo anaeróbio não esteve em excesso no reator UASB. Os sistemas UASB/FBP sem decantador secundário, submetidos a hidrograma típico de vazão, foram capazes de atender a padrões de lançamento de matéria orgânica e N-amoniaco, embora os resultados da pesquisa sugiram a redução das cargas orgânicas aplicadas ao FBP para uma atividade nitrificante mais elevada.

ABSTRACT

The research consisted in the investigation of UASB systems followed by trickling filters (TF) subjected to typical sewage flow hydrograph, to evaluate (i) the use of lamella settler in improving the effluent quality of UASB reactor, (ii) the influence of the physical characteristics of polyurethane sponge in removing organic matter and fecal bacteria indicators in pilot-modules post-UASB reactors and (iii) the performance of a demonstration scale UASB/TF system, without secondary settlers and support media developed for industrial production.

The experimental apparatus was comprised of UASB/TF systems, wherein the UASB reactor has been modified by including a high rate settler (parallel plates) in one of its settling compartments. Even with the increase in anaerobic sludge mass, the parallel plates provided an additional solid retention of about 30%, with less variability in concentrations of COD and sedimentable solids. However, in condition of high sludge accumulation in the digestion compartment, there may be flaws in reducing solids concentrations at peak flow.

In the second stage investigations (post-treatment) effluent from the UASB reactor with parallel plates was directed to pilot-modules respectively composed of three different types of polyurethane sponge. The results led to the selection of the sponge with 0,5 mm pore size for the development and industrial production of the support media. For the imposed operating condition (HLR: 11,5 m³.m⁻².d⁻¹; OLR: 3,18 kgCOD.m⁻³_{sponge}.d⁻¹), high overall removal efficiency of organic matter were observed in terms of BOD (86 – 89%) and TSS (88 – 91%). The low loss of solids (31 mgTSS.L⁻¹) in the effluent indicated perspectives for elimination of secondary settlers even if high organic load conditions are applied. The concentration of total coliforms and *E. coli* were similar between the sponges with pores equal or smaller than 0,5 mm, confirming one of the hypotheses associated with this research.

To the stage of research with demonstration scale UASB/TF system (equivalent population: 220 inhabitants), it was possible to identify an operating limit for the removal of ammonia. The operational conditions imposed on TFs post-UASB (HLR: 10 - 12 m³.m⁻².d⁻¹; OLR: 1,9 kgDQO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹) allowed the attendance to discharge standards for COD, BOD and TSS with failure probability ≤ 1%, but with effluent ammonia concentrations near the discharge limit of 20 mgN.L⁻¹.

The other hypotheses associated with this research were *confirmed in part or with restrictions*. The use of parallel plates contributed to improving the quality of UASB reactor effluent at peak flows only when the mass of anaerobic sludge was not in excess in the UASB reactor. The UASB/TF systems without secondary clarifiers, undergoing typical sewage hydrograph flows were able to meet the discharge standards of organic matter and ammonia, although the results of research suggests reducing the organic load applied to the TF for a higher nitrifying activity.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	REVISÃO DA LITERATURA	6
2.1	Gerenciamento do lodo anaeróbio e melhoria da qualidade do efluente de reatores UASB com o uso de decantação de alta taxa	6
2.2	Aspectos gerais sobre Filtros Biológicos Percoladores	8
2.2.1	<i>Aspectos de projeto e operação associados à remoção conjunta de matéria orgânica e N-amoniacal em FBPs pós-reatores UASB.....</i>	<i>12</i>
2.2.2	<i>Breve contextualização acerca dos requisitos de oxigênio e mecanismos de ventilação.....</i>	<i>16</i>
2.2.3	<i>Breve descrição sobre os diferentes tipos de meio suporte.....</i>	<i>17</i>
2.2.4	<i>Influência da altura do meio suporte no desempenho de FBPs</i>	<i>18</i>
2.2.5	<i>Taxa de distribuição do líquido (Dosing Rate).....</i>	<i>19</i>
2.2.6	<i>Possibilidades complementares associadas ao uso de FBPs preenchidos com espuma de poliuretano para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios: breves perspectivas.....</i>	<i>20</i>
2.3	Aspectos gerais sobre a nitrificação e desnitrificação biológica	21
2.3.1	<i>Preliminares.....</i>	<i>21</i>
2.3.2	<i>Fatores intervenientes no processo de nitrificação em biofilmes.....</i>	<i>24</i>
2.3.3	<i>Experiências relacionadas a nitrificação e desnitrificação em meios suportes de espuma de poliuretano.....</i>	<i>28</i>
2.3.4	<i>Breve contextualização sobre exigências legais para a remoção de nitrogênio em efluentes líquidos 31</i>	
2.4	Pós-tratamento de efluentes anaeróbios utilizando FBP com meio suporte de retenção intersticial	32
2.4.1	<i>Breve contextualização da utilização de reatores UASB e FBPs no tratamento de esgoto sanitário 32</i>	
2.4.2	<i>Breve consideração sobre sistemas descentralizados.....</i>	<i>36</i>
2.4.3	<i>Filtros biológicos percoladores com meio suporte de retenção intersticial (espuma de poliuretano), aplicados ao pós-tratamento de efluentes anaeróbios.....</i>	<i>36</i>
2.4.4	<i>Mecanismos de remoção de poluentes em meios suportes de retenção intersticial.....</i>	<i>44</i>
2.4.5	<i>Considerações sobre o comportamento hidrodinâmico de FBPs.....</i>	<i>46</i>
2.5	Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por FBP sem decantador secundário	48
2.6	Análise crítica da literatura e contribuições do presente estudo	52
2.6.1	<i>Implicações do uso de decantação de alta taxa no reator UASB e gerenciamento do lodo anaeróbio</i>	<i>52</i>
2.6.2	<i>Meio suporte baseado em espumas de poliuretano para aplicação em FBPs pós-reatores UASB</i>	<i>52</i>
2.6.3	<i>Operação de sistemas UASB/FBP, considerando meios suportes baseados em espuma de poliuretano e eliminação de decantadores secundários</i>	<i>53</i>
3	OBJETIVOS	54
3.1	Objetivo geral	54
3.2	Objetivos específicos	54
4	HIPÓTESES E PREMISSAS	55
5	MATERIAL E MÉTODOS	56
5.1	Área de estudo.....	56
5.2	Etapas da pesquisa	56
5.3	Descrição do aparato experimental e condições operacionais	57
5.3.1	<i>Descrição geral.....</i>	<i>57</i>
5.3.2	<i>Reator UASB com decantador de alta taxa.....</i>	<i>57</i>
5.3.3	<i>Módulos-piloto de espumas</i>	<i>60</i>
5.3.4	<i>Filtros Biológicos Percoladores (FBPs) em escala de demonstração.....</i>	<i>61</i>
5.3.5	<i>Hidrograma de vazões para o sistema UASB/FBP em escala de demonstração</i>	<i>66</i>
5.3.6	<i>Condições operacionais.....</i>	<i>67</i>
5.4	Amostragem e monitoramento	68
5.4.1	<i>Amostragem da fase líquida.....</i>	<i>68</i>
5.4.2	<i>Amostragem da fase sólida</i>	<i>69</i>
5.5	Determinação do TDH do líquido nos FBPs	70
5.6	Análises estatísticas	71

6	DESEMPENHO DE REATOR UASB COM E SEM DECANTAÇÃO DE ALTA TAXA	73
6.1	Introdução	73
6.2	Material e métodos	74
6.2.1	<i>Aparato experimental e monitoramento.....</i>	<i>74</i>
6.2.2	<i>Condições de operação e monitoramento do reator UASB.....</i>	<i>75</i>
6.3	Resultados e discussão	77
6.3.1	<i>Lodo anaeróbio no compartimento de digestão</i>	<i>77</i>
6.3.2	<i>Efeito do decantador lamelar nas concentrações efluentes de sólidos e DQO: avaliação global de desempenho.....</i>	<i>78</i>
6.3.3	<i>Efeito do decantador lamelar nas concentrações efluentes de sólidos suspensos: Avaliação pontual de desempenho.....</i>	<i>81</i>
6.3.4	<i>Síntese dos resultados obtidos.....</i>	<i>85</i>
6.4	Conclusões	86
7	AVALIAÇÃO DE TIPOS DE ESPUMA DE POLIURETANO PARA MEIO SUPORTE DE FBP PÓS-REATOR UASB	87
7.1	Introdução	87
7.2	Material e métodos	88
7.2.1	<i>Aparato experimental</i>	<i>88</i>
7.2.2	<i>Condições de operação aplicadas aos módulos-piloto de espuma.....</i>	<i>89</i>
7.3	Resultados e discussão	90
7.3.1	<i>Remoção de matéria orgânica e retenção de biomassa: avaliação dos diferentes tipos de espuma de poliuretano.....</i>	<i>90</i>
7.3.2	<i>Inferências sobre a incorporação de OD e remoção de N-amoniacal nos módulos-piloto</i>	<i>95</i>
7.3.3	<i>Remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal</i>	<i>97</i>
7.3.4	<i>Síntese dos resultados obtidos.....</i>	<i>99</i>
7.3.5	<i>Seleção de espuma de poliuretano para a composição de meio suporte visando o preenchimento de sistemas de maior escala.....</i>	<i>100</i>
7.4	Conclusões	102
8	DESEMPENHO DE FBP PREENCHIDO COM ESPUMA DE POLIURETANO PÓS-REATOR UASB, SOB HIDROGRAMA TÍPICO DE VAZÃO	104
8.1	Introdução	104
8.2	Material e métodos	105
8.2.1	<i>Aparato experimental</i>	<i>105</i>
8.2.2	<i>Condições de operação e monitoramento do reator UASB e FBPs.....</i>	<i>106</i>
8.2.3	<i>Padrões de lançamento e confiabilidade do sistema UASB/FBP</i>	<i>108</i>
8.3	Resultados e discussão	109
8.3.1	<i>Remoção de matéria orgânica</i>	<i>109</i>
8.3.2	<i>Remoção de N-amoniacal.....</i>	<i>114</i>
8.3.3	<i>Inferências sobre a remoção de nitrogênio total.....</i>	<i>122</i>
8.3.4	<i>Remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal</i>	<i>123</i>
8.3.5	<i>Ensaio de traçador: indicações sobre o comportamento hidrodinâmico dos FBPs</i>	<i>124</i>
8.3.6	<i>Síntese dos resultados obtidos.....</i>	<i>126</i>
8.3.7	<i>Confiabilidade dos sistemas UASB/FBP investigados.....</i>	<i>128</i>
8.3.8	<i>Desenvolvimento do meio suporte baseado em espuma de poliuretano: considerações sobre a ampliação da aplicabilidade de sistemas UASB/FBP</i>	<i>135</i>
8.4	Conclusões	137
9	CONSIDERAÇÕES FINAIS	138
10	RECOMENDAÇÕES	140
	REFERÊNCIAS	142

LISTA DE FIGURAS

Figura 2-1 Desenho esquemático da dinâmica de consumo de O ₂ e alcalinidade nos processos de nitrificação e desnitrificação clássicos. Adaptado de EKAMA & WENTZEL (2008).	23
Figura 2-2 Matriz de interação entre condições favoráveis ao desenvolvimento de microfauna em FBPs com meio suporte de retenção intersticial de biomassa.	28
Figura 2-3 Aplicabilidade do sistema UASB/FBP para o tratamento de esgoto sanitário – <i>contexto da RMBH</i> . (a) vazão tratada nas ETEs em operação. (b) vazão tratada por diferentes sistemas de tratamento, com destaque para o fluxograma UASB/FBP.	35
Figura 2-4 Histórico de desenvolvimento do sistema DHS. Fonte: Adaptado de Uemura & Harada (2010).	38
Figura 2-5 Imagens de microscopia eletrônica de varredura. (a) Espumas após <i>start up</i> (sistema DHS). (b) Espuma com o desenvolvimento de biomassa, após um ano de operação. Fonte: Tawfik <i>et al.</i> (2011).	45
Figura 5-1 Fluxograma geral do aparato experimental utilizado na pesquisa.	57
Figura 5-2 Compartimentos de decantação do reator UASB sem e com decantador de alta taxa.....	60
Figura 5-3 Fluxograma esquemático do sistema UASB-DL seguido pelos módulos-piloto de espuma. (<i>Pontos de coleta indicados por círculos vermelhos</i>).	61
Figura 5-4 Sistema compacto UASB/FBP sem a etapa de decantação secundária.	62
Figura 5-5. Compartimentos de amostragem para composição de perfis verticais de parâmetros físico-químicos	63
Figura 5-6 Sistema de distribuição mecanizada de efluentes para o FBP, em escala de demonstração. (a) Motor elétrico de acionamento; (b) e (c) Detalhes da engrenagem de acionamento, cremalheira de rolamento e conjunto de distribuidores; (d) Detalhe da distribuição homogênea do líquido sobre a superfície do meio suporte.....	63
Figura 5-7 Breve histórico do desenvolvimento de meio suporte baseado em espuma de poliuretano para FBPs pós-reatores UASB. *O sistema DHS foi confeccionado conforme MACHDAR <i>et al.</i> (2000).	64
Figura 5-8 Representação do preenchimento dos FBPs com meio suporte baseado em espuma de poliuretano. <i>São apresentadas as aberturas referentes à estratégia de ventilação natural</i>	66
Figura 5-9 (a) Hidrograma de vazões afluentes ao sistema UASB/FBP e (b) Histograma de distribuição das vazões afluentes ao sistema UASB/FBP.	67
Figura 6-1 Separador trifásico-decantador de alta taxa.....	74
Figura 6-2 (a) Pontos de coleta (P1 a P6) e (b) Zonas de influência ao longo do compartimento de digestão do reator UASB.....	75
Figura 6-3 Identificação dos horários de coletas de amostras para a caracterização da carga de sólidos efluente do reator UASB, com e sem decantação de alta taxa	76
Figura 6-4 Variação de concentrações e massa de lodo no reator UASB. (a) Perfil da concentração de ST (%) ao longo do período operacional (b) Relação entre massa de lodo ao longo do período operacional e massa mínima ($M_{\min} = CO_{DQO}/AME$) para digestão da carga orgânica afluyente (c) Evolução da massa de lodo e incremento da concentração de ST (%) no ponto P6 (d) Evolução quantitativa da massa de lodo (kgST).....	78
Figura 6-5 Influência do decantador lamelar nas concentrações de (a) SS _{Sed} , (b) SST e (c) DQO _{total}	79
Figura 6-6 Massas de lodo e concentrações de sólidos (SST e SS _{Sed}) efluentes dos compartimentos (a) sem decantador lamelar (UASB) e (b) com o decantador lamelar (UASB-DL).	80
Figura 6-7 Carga de sólidos efluente sem e com o uso da decantação de alta taxa no compartimento de decantação do reator UASB. (a) Cargas de sólidos efluentes, em kgSST.d ⁻¹ . (b) Aumento percentual da carga de SST efluente do reator UASB com decantação convencional.	81
Figura 6-8 Concentrações de SST efluentes (reator UASB e UASB-DL) em condições de acúmulo de lodo no compartimento de digestão (40% acima da massa mínima) (a) sem e (b) com a limpeza placas do DL.	82
Figura 6-9 Acúmulo de lodo nas placas do decantador lamelar. (a-b) Camada de lodo aderida à placa, durante rebaixamento do N.A. (c) Sólidos retidos nas placas do DL, após rebaixamento do N.A.	82
Figura 6-10 Relação SSV/SST dos efluentes do reator UASB e UASB-DL (a) Comportamento após acúmulo de sólidos nas placas do DL. (b) Comportamento após limpeza das lamelas.	83
Figura 6-11 Perfis de lodo para (a) condições de vazão média (Q_{med}) e (b) vazão máxima (Q_{max}) afluentes ao reator anaeróbio. As massas de lodo observadas para cada condição de vazão estão indicadas nos gráficos.	83
Figura 7-1 Cargas orgânicas volumétricas aplicadas aos módulos-piloto, em função do volume de espuma. (a) Série temporal de COV _{DQO} (b) Box-plot de COV _{DQO} (c) Série temporal de COV _{DBO} (d) Box-plot de COV _{DBO} ...89	89

Figura 7-2 Taxas de aplicação superficial (a) e cargas de nitrogênio (b) aplicadas aos módulos-piloto de espuma	90
Figura 7-3 Concentrações e eficiências globais de remoção de DQO e DBO no sistema UASB-DL/módulos-piloto. (a) Concentrações de DQO (b) Eficiências de remoção de DQO (c) Concentrações de DBO (d) Eficiências de remoção de DBO.	91
Figura 7-4 Série histórica de concentrações efluentes de DQO _{total} para os módulos-piloto.....	92
Figura 7-5 Box-plot de concentrações de DQO _{solúvel} para o esgoto bruto e efluentes do sistema UASB-DL/módulos-piloto, para cada espuma de poliuretano avaliada.	92
Figura 7-6 Concentrações e eficiências de remoção de SST e SSed do sistema UASB-DL/módulos-piloto. (a) Concentrações de SST (b) Eficiências de remoção de SST (c) Concentrações de SSed (d) Eficiências de remoção de SSed.	93
Figura 7-7 (a) Relação SSV/SST dos efluentes do FBP-piloto (b) Valores estimados da relação A/M para cada espuma de poliuretano investigada.....	94
Figura 7-8 Box-plot de concentrações de OD para os efluentes do sistema UASB-DL/módulos-piloto, considerando as espumas de poliuretano investigadas.....	95
Figura 7-9 Box-plot de remoção de NH ₄ ⁺ -N para os efluentes dos módulos-piloto. <i>O número de dados relativos a este parâmetro não permite extrair informações conclusivas.</i>	97
Figura 7-10 Concentrações de organismos indicadores de contaminação fecal. (a) Coliformes totais (C.T.); (b) <i>Escherichia Coli</i> (<i>E. coli</i>).....	97
Figura 7-11 Eficiências de remoção de coliformes totais e <i>E. coli</i> para: (a) efluentes do reator UASB (UASB; UASB-DL), e (b) efluentes dos módulos-piloto.....	98
Figura 7-12 Dinâmica de degradação da Espuma Filtral ao longo do período de testes	102
Figura 8-1 Perfis de lodo no compartimento de digestão do reator UASB. (a) Início da operação do sistema UASB/FBP compacto (b) Após descarte aos 55 dias operacionais.	106
Figura 8-2 Taxas de aplicação superficial medianas aplicadas aos FBPs (considerando o hidrograma típico de vazão)	106
Figura 8-3 Cargas orgânicas volumétricas aplicadas ao FBP e FBP-DL em função do volume de espuma. (a-b) Box-plot e (c-f) Séries temporais de COV _{DQO} e COV _{DBO} aplicadas aos FBPs	107
Figura 8-4 Concentrações e eficiências de remoção de DQO e DBO dos sistemas UASB/FBP pesquisados. (a) Box-plot de concentrações de DQO (b) Box-plot de eficiências de remoção de DQO (c) Box-plot de concentrações de DBO (d) Box-plot de eficiências de remoção de DBO	110
Figura 8-5 Série histórica de COV _{DQO} (afluente), DQO _{total} e DQO _{solúvel} efluente do FBP (a) e FBP-DL (b).....	111
Figura 8-6 (a) Série histórica de eficiências de remoção de DQO e (b) Taxas de remoção volumétrica de DQO nos FBPs ao longo do período operacional	111
Figura 8-7 Concentrações e eficiências de remoção de SST dos sistemas UASB/FBP. (a) Concentrações de SST afluente (esgoto bruto) e efluentes e (b) Eficiências de remoção de SST.	112
Figura 8-8 (a) Concentrações de SSV afluente (esgoto bruto) e efluentes e (b) Taxas de remoção volumétrica de SSV nos FBPs	114
Figura 8-9 (a) Série temporal para concentrações de N-amoniaco (b) Remoção de N-amoniaco ao longo do período operacional	115
Figura 8-10 Atividade nitrificante aparente (a-b), balanço entre as formas de nitrogênio (c-d), relações gNO _x -N _{produzido} /gNH ₄ ⁺ -N _{oxidado} (e) e concentrações efluentes de NO ₂ -N e NO _x -N (f) para os FBPs pesquisados.....	116
Figura 8-11 Série histórica de COV _{DBO} (afluente) e atividade nitrificante aparente para o FBP (a) e FBP-DL (b)	117
Figura 8-12 Detalhe da presença de moscas (<i>Psychodidae</i>) (a) e tubificídeos (b).....	118
Figura 8-13 Perfis de relações gN/gO ₂ e parâmetros físico-químicos ao longo dos FBPs	119
Figura 8-14 Perfis de concentrações de DQO ao longo do FBP (a) e FBP-DL (b).....	120
Figura 8-15 Gradientes de temperatura ao longo do período experimental (observações pontuais).	121
Figura 8-16 Eficiência de remoção de N-total observada em período específico para os FBPs (a-b) e (c) Relação COV _{aplicada} /N _{total} removido nos FBPs.....	122
Figura 8-17 Concentrações efluentes (a-b) e eficiências de remoção de coliformes totais e <i>E. coli</i> (c-d) para os sistemas avaliados.	124
Figura 8-18 Frações de zonas mortas nos FBPs investigados.	125

Figura 8-19 Gráficos de ajuste à distribuição dos tempos de residência (função gama) nos ensaios realizados nos FBP (a) e FBP-DL (b).....	126
Figura 8-20 Testes gráficos <i>normal</i> e <i>lognormal probability plot</i> , e histograma de frequências para concentrações efluentes de DQO e DBO nos sistemas UASB/FBP.....	129
Figura 8-21 Testes gráficos <i>normal</i> e <i>lognormal probability plot</i> , e histograma de frequências para concentrações efluentes de SST e N-amoniaco nos sistemas UASB/FBP.....	130
Figura 8-22 Percentis de concentrações efluentes efetivamente observadas para os parâmetros (a) DQO (b) DBO (c) SST e (d) $\text{NH}_4^+\text{-N}$	135

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-1 Síntese de aspectos relevantes para a continuidade das pesquisas com o sistema UASB/FBP	3
Tabela 2-1 Breve histórico das pesquisas realizadas com a tecnologia UASB/FBP no DESA/UFMG	9
Tabela 2-2 Classificação de FBPs em função de características típicas de projeto e operação	12
Tabela 2-3 Principais características e desempenho de FBPs pós-reactores UASB (fluxograma típico com DS) ..	15
Tabela 2-4 Dosagens de aplicação de líquido sobre meio suporte, em função das COV aplicadas	20
Tabela 2-5 Síntese de características dos processos de nitrificação e desnitrificação	22
Tabela 2-6 Fatores interferentes no processo de nitrificação em biofilmes	25
Tabela 2-7 Experiências relacionadas à implantação e operação de reatores UASB em escala plena	34
Tabela 2-8 Produção de lodo excedente e cargas volumétricas de sólidos efluentes de FBPs pós-reactores UASB (foco em unidades com meios suportes de retenção intersticial)	39
Tabela 2-9 Principais características e desempenhos de FBPs utilizando espuma de poliuretano como meio suporte, pós-reactores UASB	42
Tabela 2-10 Tempos médios de detenção hidráulica observados para FBPs com meios suportes de adesão de biomassa estritamente superficial e intersticial	47
Tabela 2-11 Condições operacionais para FBP pós-reactores UASB, operando sem a etapa de decantação secundária	49
Tabela 2-12 Desempenho de sistemas UASB/FBP operando sem decantador secundário, em regime de vazão constante	50
Tabela 4-1 Premissas e hipóteses norteadoras da pesquisa	55
Tabela 5-1 Etapas de desenvolvimento da pesquisa	56
Tabela 5-2 Parâmetros utilizados para o dimensionamento do decantador de alta taxa	59
Tabela 5-3 Características das espumas de poliuretano utilizadas nos módulos-piloto	61
Tabela 5-4 Principais características do meio suporte baseado em espuma de poliuretano fabricado em linha industrial	65
Tabela 5-5 Condições operacionais de projeto impostas aos sistemas UASB/FBP no presente estudo	67
Tabela 5-6 Parâmetros físico-químicos investigados e metodologia de execução das análises laboratoriais	69
Tabela 5-7 Síntese das condições de realização dos ensaios de traçador nos FBPs	71
Tabela 5-8 Síntese das análises estatísticas dos dados	72
Tabela 6-1 Condições hidrodinâmicas impostas ao reator UASB, considerando o hidrograma típico de vazão ..	76
Tabela 6-2 Sumário das concentrações medianas efluentes, eficiências de remoção e produção de sólidos	85
Tabela 7-1 Principais características do reator UASB e módulos-piloto de espuma	89
Tabela 7-2 Condições operacionais aplicadas aos módulos-piloto de espuma	90
Tabela 7-3 Sumário das concentrações medianas efluentes e eficiências de remoção para o sistema UASB- DL/módulos-piloto	100
Tabela 8-1 Principais características do reator UASB e FBPs	105
Tabela 8-2 Condições operacionais impostas aos FBPs	108
Tabela 8-3 Características e resultados dos ensaios hidrodinâmicos realizados nos FBPs	125
Tabela 8-4 Sumário das concentrações efluentes, eficiências de remoção e demais dados operacionais dos sistemas compactos UASB/FBP e UASB-DL/FBP-DL	127
Tabela 8-5 Síntese dos resultados dos testes de aderência, normalidade e testes gráficos	128
Tabela 8-6 Coeficientes de variação e de confiabilidade para os parâmetros DQO e DBO	131
Tabela 8-7 Coeficientes de variação e de confiabilidade para os parâmetros SST e $\text{NH}_4^+\text{-N}$	131
Tabela 8-8 Concentrações médias de projeto e operação para DQO e DBO	132
Tabela 8-9 Concentrações médias de projeto e operação para SST e $\text{NH}_4^+\text{-N}$	132
Tabela 8-10 Percentuais de atendimento às metas de lançamento esperados e efetivamente observados para DQO e DBO	134
Tabela 8-11 Percentuais de atendimento às metas de lançamento esperados e efetivamente observados para SST e $\text{NH}_4^+\text{-N}$	134
Tabela 8-12 Resumo de características e estimativa de custos associados para a produção do meio suporte baseado em espuma de poliuretano	137

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

Instituições e conselhos

CePTS	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
COPAM	Conselho de Política Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas

Tecnologias e processos de tratamento de esgoto sanitário

ETE	Estação de tratamento de esgotos
DS	Decantador secundário
DL	Decantador de alta taxa (lamelar)
FBP	Filtro Biológico Percolador
DHS	<i>Downflow Hanging Sponge</i>
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)
UASB-DL	Reator UASB com decantador de alta taxa (lamelar)
FBP-DL	Filtro Biológico Percolador que recebe os efluentes do reator UASB - DL
E. Filtral	Espuma Filtral (25 kg.m ⁻³)
E. 23	Espuma 23 (23 kg.m ⁻³)
E. 12	Espuma 12 (12 kg.m ⁻³)

Componentes associados a processos biológicos

AOB	Bactérias oxidadoras de amônia
NOB	Bactérias oxidadoras de nitrito
AMX	Bactérias anaeróbias oxidadoras de amônia

Parâmetros operacionais e de monitoramento

DQO ou DQO _{total}	Demanda química de oxigênio (frações solúvel e particulada)
DQO _{solúvel}	Demanda química de oxigênio (fração solúvel)
ST	Sólidos totais
SST	Sólidos em suspensão total
SSed	Sólidos sedimentáveis
CT	Coliformes totais
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
COV	Carga orgânica volumétrica
TAS	Taxa de aplicação superficial
TDH	Tempo de detenção hidráulica
CHV	Carga hidráulica volumétrica
θ	Idade do lodo
AME	Atividade metanogênica específica

1 INTRODUÇÃO

O progresso em termos de infraestrutura em saneamento, sobretudo relacionado à coleta e tratamento do esgoto doméstico, é reconhecidamente uma importante conquista social, diretamente associada à promoção da saúde e bem-estar das populações. Todavia, em um contexto mundial, apenas 20% das águas residuárias geradas são atualmente tratadas, prejudicando especialmente os países de baixa renda (UN-WATER, 2015). Em um panorama nacional, os dados do Plano Nacional de Saneamento (PLANSAB) (BRASIL, 2013) revelam um patamar atual de cerca de 40% de tratamento do esgoto coletado, destacando ainda a grande necessidade de investimentos para que se atinja a universalização do tratamento de esgoto até a meta estabelecida: ano 2033. Este contexto tem ainda como pano de fundo a caracterização da crise hídrica como o principal risco mundial em termos de impacto econômico, como definido no relatório anual do Fórum Econômico Mundial (WEF, 2015).

Dessa maneira, é evidente a necessidade de tecnologias simplificadas, sobretudo para suprir demandas em países em desenvolvimento. Por sua vez, a menção à tecnologia simplificada não implica na adoção de níveis tecnológicos inferiores, mas sim soluções adequadas ao nível de investimento e operação locais, capazes de atender consistentemente à legislação ambiental. Isto confere sustentabilidade às soluções adotadas. Nesse âmbito, os sistemas descentralizados podem desempenhar um importante papel no incremento dos níveis de tratamento de esgoto, em virtude de aspectos como a maior agilidade e flexibilidade de implantação, associada a menores custos relativos à infraestrutura de coleta. No Brasil, tal conceito tem sido fortalecido a partir de uma rede de cooperação em pesquisa denominada *Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados – RENTED*.

Em sistemas descentralizados, normalmente a tecnologia de tratamento anaeróbio se constitui em peça chave (LETTINGA *et al.*, 2001). Tal rota de tratamento tem se consolidado como importante alternativa para o tratamento de efluentes em países em desenvolvimento. Como tal, os reatores UASB destacam-se por sua simplicidade operacional, eficiência significativamente superior à decantação primária e baixa produção de lodo, apresentando ainda o potencial de geração de energia a partir do biogás. O notável potencial para redução da carga orgânica proveniente do esgoto doméstico conjugada à possibilidade de aproveitamento energético do biogás, são perspectivas que reforçam o uso da tecnologia.

Não obstante, em geral o tratamento complementar para o atendimento a padrões de qualidade (p.ex.: lançamento e reuso) é necessário (CHERNICHARO, 2006; OLIVEIRA & VON SPERLING, 2008). Neste caso, os sistemas UASB seguido por filtros biológicos percoladores parecem ser uma importante alternativa para o tratamento simplificado do esgoto doméstico. Reconhecidamente, o tratamento de efluentes domésticos em processos sequenciais anaeróbio-aeróbios explora as vantagens individuais destes sistemas, garantindo eficiência econômica (KASSAB *et al.*, 2010). Especificamente quanto à remoção de nitrogênio amoniacal em FBPs pós-reatores UASB, os meios suportes baseados em espuma de poliuretano têm proporcionado a obtenção de resultados promissores, inclusive em escala plena (UEMURA & HARADA, 2010). Adicionalmente, pesquisas de âmbito nacional têm indicado que as condições operacionais necessárias à nitrificação podem permitir a operação sem a etapa de decantação secundária (ALMEIDA *et al.*, 2009), considerando os padrões de lançamento adotados no Brasil.

Embora o potencial de sistemas UASB/FBP tenha sido consolidado por estudos em escala de laboratório e plena (população equivalente 30-1.000.000 habitantes), a aplicação de meios suportes baseados em espuma de poliuretano ainda é limitada pela falta de soluções compatíveis com as demandas associadas a sistemas de maior porte. Entende-se que a produção industrial de meios suportes com espuma ainda necessita de avanços, principalmente em âmbito nacional.

Quanto à remoção de nitrogênio amoniacal, cabe destacar ainda que este é um importante aspecto quando do lançamento de efluentes em coleções hídricas, sobretudo em ambientes lênticos. Ainda que a atual legislação ambiental flexibilize o lançamento de cargas nitrogenadas efluentes de sistemas de tratamento de esgoto doméstico, a contínua reformulação das normas, associada à perspectiva de universalização dos serviços de saneamento, futuramente podem levar à incorporação definitiva de um padrão associado ao lançamento de nitrogênio amoniacal.

Considerando os aspectos mencionados, o presente trabalho tem como proposta dar continuidade às investigações conduzidas por Almeida (2007, 2012) em sistemas UASB/FBP. Nesse sentido, a Tabela 1-1 sumariza alguns dos aspectos de relevância para a pesquisa, tendo em vista o desenvolvimento tecnológico e simplificação operacional de sistemas UASB/FBP operando sem decantadores secundários. Neste trabalho, tal sistema foi submetido a hidrograma típico de vazão, considerando ainda a influência de decantador de alta taxa na redução de concentrações de sólidos no efluente do reator UASB. Adicionalmente, na etapa de pós-

tratamento (FBP) foi utilizado um meio suporte baseado em espuma de poliuretano, em fase de desenvolvimento para transferência de tecnologia.

Esta pesquisa é importante, pois pretende observar estratégias de projeto e operação que possam ampliar a aplicabilidade de sistemas UASB/FBP em regiões onde a simplicidade operacional é um aspecto de relevância. Com o uso de hidrograma típico de vazão intencionou-se verificar as tendências observadas nos estudos anteriores (ALMEIDA *et al.*, 2009; ALMEIDA *et al.*, 2013) quanto à melhoria na qualidade do efluente e possibilidade de operação do sistema sem decantador secundário, considerando variações de vazão de sistemas em escala plena. A condução das investigações considerando um hidrograma típico de vazão pode trazer elementos para a redução das incertezas associadas ao uso das condições operacionais propostas, sobretudo para a transferência da tecnologia.

Tabela 1-1 Síntese de aspectos relevantes para a continuidade das pesquisas com o sistema UASB/FBP

Aspecto de interesse	Estágio de desenvolvimento	Comentários sobre a continuidade das investigações para o aprimoramento de sistemas UASB/FBP
1. Sistemas UASB/FBP	<ul style="list-style-type: none"> A tecnologia está consolidada, sendo frequentemente aplicada para o tratamento do esgoto doméstico no contexto do Brasil (combinação UASB/FBP-decantador secundário). <i>Demanda:</i> as experiências referentes ao uso de decantadores lamelares no compartimento de decantação do reator UASB ainda são escassas. 	<ul style="list-style-type: none"> A utilização de decantadores de alta taxa em reatores UASB pode representar uma importante estratégia para redução do impacto de variações de vazão na qualidade do efluente final.
2. Desenvolvimento do meio suporte baseado em espuma de poliuretano	<ul style="list-style-type: none"> As pesquisas mostram claramente o potencial de utilização da espuma de poliuretano como meio suporte. <i>Demanda:</i> o uso da espuma de poliuretano como meio suporte ainda é limitado pela falta de soluções compatíveis com sistemas de maior porte, particularmente em relação à estruturação do material de enchimento. 	<ul style="list-style-type: none"> O sistema UASB/FBP poderá ser aprimorado sob a perspectiva da simplificação operacional e melhoria da qualidade do efluente final a partir do desenvolvimento do meio suporte baseado em espuma de poliuretano. O uso do meio suporte poderá proporcionar a simplificação da tecnologia pela eliminação do decantador secundário, trazendo ainda simplificações construtivas para a implantação de FBPs.
3. Regime de operação	<ul style="list-style-type: none"> O comportamento do sistema UASB/FBP com meio suporte de espuma é pouco conhecido para regimes de vazão variável, e os resultados promissores para a remoção de matéria orgânica, nitrificação e eliminação do decantador secundário ainda não foram avaliados em condições observadas em ETEs de escala plena. <i>Demanda:</i> as pesquisas com meios suportes baseados em espumas de poliuretano são frequentemente realizadas em regime de vazão constante. Em função da proposta de eliminação de uma importante unidade do fluxograma de sistemas UASB/FBP (decantador secundário), a transferência da tecnologia deve ser fundamentada na aplicação de condições próximas ao observado em sistemas de escala plena. 	<ul style="list-style-type: none"> A operação em regime de vazão variável poderá trazer elementos para a redução de incertezas em termos da operação de sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários, e remoção de N-amoniaco em condições de cargas orgânicas mais elevadas.

ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

No capítulo 2, “Revisão da Literatura”, são abordados em primeiro momento os aspectos fundamentais sobre o gerenciamento de lodo anaeróbio. O principal objetivo foi caracterizar as práticas adotadas e a potencialidade de utilização da decantação de alta taxa, visando o incremento da retenção de sólidos. Este aspecto associa-se às discussões no âmbito do capítulo 6. Em seguida, são apresentados os principais aspectos sobre a remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal em FBPs pós-reator UASB, considerando ainda as principais experiências com a utilização de meios suportes baseados em espumas de poliuretano em FBPs. Adicionalmente, são caracterizadas as experiências referentes à operação de sistemas UASB/FBP sem a etapa de decantação secundária. Tais conteúdos fundamentaram as discussões efetuadas nos capítulos 7 e 8. Por fim, uma breve análise crítica da literatura é apresentada, objetivando indicar as possíveis contribuições deste estudo, bem como a definição de hipóteses e objetivos da pesquisa.

Os capítulos 3 e 4 são direcionados à apresentação dos objetivos, premissas e hipóteses que nortearam o desenvolvimento do trabalho. No capítulo 5 é apresentado o delineamento metodológico da pesquisa, com as características gerais do aparato experimental e procedimentos de amostragem, assim como as condições operacionais impostas aos sistemas investigados. Os aspectos metodológicos adicionais associados a cada etapa da pesquisa são expostos nos respectivos capítulos. O capítulo 5 ainda aborda as principais características do meio suporte desenvolvido, um objeto das investigações reportadas no capítulo 8.

O capítulo 6, intitulado “Desempenho de reator UASB com e sem decantação de alta taxa”, representa uma contribuição ao item 1 da Tabela 1.1. O objetivo é caracterizar o potencial para remoção adicional de sólidos em reator UASB, os quais possivelmente não seriam removidos no compartimento de decantação convencional, sobretudo em condições de vazão de pico. O capítulo discute os aspectos associados ao gerenciamento de lodo anaeróbio e desempenho da decantação de alta taxa.

O capítulo 7, intitulado “Avaliação de tipos de espuma de poliuretano para meio suporte de FBP pós-reator UASB” é uma contribuição ao item 2 da Tabela 1.1. Os testes em escala piloto com diferentes tipos de espumas de poliuretano, propiciaram a seleção de uma espuma para compor o meio suporte desenvolvido para sistemas de maior escala.

O capítulo 8, intitulado “Desempenho de FBP preenchido com espuma de poliuretano pós-reator UASB, sob hidrograma típico de vazão”, representa uma contribuição ao item 3 da Tabela 1.1. O estudo foi realizado sob condições que simulam a operação em escala plena, tendo em vista a imposição de um regime típico de vazão afluente a estações de tratamento de esgoto. Neste capítulo discute-se o atendimento a padrões de lançamento de matéria orgânica e N-amoniaco considerando a imposição de cargas orgânicas volumétricas relativamente mais elevadas, tendo em vista a operação sem decantadores secundários.

Os capítulos 9 e 10 referem-se às “Considerações finais” e “Recomendações”, respectivamente, apresentando uma visão global sobre as hipóteses que fundamentaram o desenvolvimento da pesquisa, com o objetivo de sintetizar as contribuições do estudo e traçar recomendações para futuras investigações.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 *Gerenciamento do lodo anaeróbio e melhoria da qualidade do efluente de reatores UASB com o uso de decantação de alta taxa*

Uma das principais características dos reatores UASB consiste em sua considerável capacidade de retenção de biomassa, o que assegura elevadas idades do lodo na unidade de tratamento ao passo que propicia a sua estabilização (LEITÃO *et al.*, 2011). Quando em excesso, este lodo pode ser descartado e desaguado em leitos de secagem, sem o desprendimento de maus odores (VAN LIER *et al.*, 2010). Ainda que se considere a elevada demanda de área para implantação de leitos de secagem, sua utilização é uma importante possibilidade, sobretudo para sistemas descentralizados, visto que o gerenciamento do lodo de excesso com a intensificação da operação de unidades mecânicas (p. ex: filtros prensa, centrífugas) tem sido registrado como um desafio para ETEs que empregam o sistema UASB/FBP em seu fluxograma de tratamento (LOBATO *et al.*, 2011; ROSA *et al.*, 2012).

Apesar da referida elevada capacidade de retenção de biomassa, o descarte de lodo de excesso do reator anaeróbio necessita ser regularmente realizado, sob pena da perda de sólidos para o compartimento de decantação. A consequência direta de tal falha operacional é a deterioração da qualidade do efluente, com impactos negativos em eventuais unidades de pós-tratamento, sobretudo em filtros biológicos percoladores (CHERNICHARO & ALMEIDA, 2011). Segue então, que a massa máxima admissível no reator UASB pode ser definida pela análise dos resultados de monitoramento, verificando a partir de qual biomassa tem-se um aumento na concentração de DQO, DBO e SST efluentes.

Sob este prisma, Chernicharo *et al.* (1999) estabeleceram uma sequência de procedimentos para se determinar a frequência e a magnitude da descarga de lodo de reatores UASB. Para tanto, citam-se dois aspectos fundamentais que precisam ser determinados, a saber: i) a atividade metanogênica específica (AME) do lodo; e ii) a carga orgânica afluente ao reator ($\text{kgDQO}\cdot\text{d}^{-1}$). Estes parâmetros permitem inferir sobre a massa mínima de lodo para a manutenção de um bom desempenho do reator. Todavia, há que se considerar com ressalvas este limite inferior, visto a importância da diversidade de procariontes (bactérias e arqueias) quanto à remoção de DQO em reatores UASB tratando esgoto doméstico (REZENDE *et al.*, 2013; TAKAHASHI *et al.*, 2011a). Nesse sentido, variações da relação alimento/microrganismo podem induzir mudanças na comunidade de arqueias metanogênicas (acetoclásticas e hidrogenotróficas) sem o

comprometimento da eficiência de remoção de carga orgânica. Adicionalmente, praticando severos descartes de lodo (até 80% da massa do reator), Cavalcanti (2003) não observou incrementos expressivos da concentração de ácidos graxos voláteis, o que se associa a estabilidade do processo de metanogênese.

Ressalta-se que, embora o estabelecimento de protocolos operacionais para o gerenciamento de lodo de excesso seja reconhecidamente um dos pontos fundamentais a serem trabalhados no tratamento de esgoto usando reatores UASB, esta é uma realidade ainda distante, especialmente em ETEs de pequena escala, que carecem de mão de obra qualificada (CHERNICHARO *et al.*, 2014; CHERNICHARO *et al.*, 2015). Logo, a depender do gerenciamento do lodo anaeróbio, a utilização de lamelas no compartimento de decantação pode contribuir para a redução de perdas de sólidos no reator UASB (HALALSHEH *et al.*, 2010). Neste caso, o objetivo seria promover o incremento da área disponível para a sedimentação de partículas no próprio compartimento de decantação.

Em eventos que resultam em tempos de detenção hidráulica (TDH) relativamente curtos (p.ex.: vazões de pico) o uso da decantação de alta taxa (lamelar) pode ser uma importante estratégia a fim de evitar problemas operacionais na etapa de pós-tratamento, principalmente para os sistemas com biomassa aderida (p.ex.: FBP com espuma de poliuretano). Cavalcanti (2003) sugeriu que um reator anaeróbio com decantador de alta taxa terá melhor desempenho comparado a um reator convencional, operando sob as mesmas condições. A referida autora, testando a utilização de um decantador lamelar (comprimento das placas = 0,35 m; espaçamento entre placas = 0,07 m; ângulo de inclinação = 45°) após o separador trifásico de um reator UASB, notou incremento da remoção de DQO_{total} da ordem de 16%, para um TDH de 8 horas, sob regime de vazão constante.

Cabe ressaltar que são esparsas as referências quanto ao uso de decantadores lamelares em reatores UASB, principalmente para sistemas em escala de demonstração (população equivalente: ~ 300 hab) ou plena (p.ex.: > 1000 hab). Portanto, o efeito de tal estrutura na operação de FBP pós-UASB, bem como na qualidade do efluente final merece investigações, considerando variações de vazão afluente e o gradativo incremento de concentrações de massa de lodo no reator UASB. O uso de decantador lamelar poderia conduzir a uma redução de probabilidades de falha no caso de simplificação do fluxograma de sistemas UASB/FBP, com a eliminação de decantadores secundários.

No que tange ao dimensionamento de decantadores de alta taxa, os conceitos de taxa de escoamento superficial (TAS) e a fixação de uma velocidade longitudinal máxima admissível (v) são os principais aspectos a serem observados (RICHTER & NETTO, 1991). Logo, o tempo de detenção hidráulica e o número de Reynolds são consequências do arranjo ditado pela avaliação da TAS e v . Percebe-se desta maneira, que o conceito se desenvolve a partir da teoria da sedimentação discreta, em que as partículas sedimentam-se mantendo a sua identidade (VON SPERLING, 1996). Para tanto, determinar a velocidade crítica de sedimentação da partícula que se pretende remover assume fundamental importância.

2.2 Aspectos gerais sobre Filtros Biológicos Percoladores

A utilização de filtros biológicos percoladores (FBPs) para o tratamento de esgoto doméstico advém do final do século XIX, sendo a primeira aplicação no Brasil registrada em 1910 (JORDÃO e PESSÔA, 2005). Sua simplicidade e estabilidade operacional corroboraram para sua popularidade (DAVIS, 2010). Os FBPs são reatores aeróbios não submersos, de biomassa aderida, que podem empregar diversos meios suportes como mecanismo para o estabelecimento do biofilme.

O delineamento dos conteúdos abordados para este tópico da revisão de literatura centrou-se na apresentação de informações cruciais para a discussão dos resultados, bem como recentes avanços tecnológicos, sobretudo em virtude do importante histórico de pesquisas realizadas sobre o sistema UASB/FBP, as quais trazem fundamentos propositalmente não pormenorizados na presente dissertação.

Breve histórico das pesquisas realizadas no DESA/UFMG

A Tabela 2-1, abaixo, retrata o histórico de pesquisas sobre filtros biológicos percoladores como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, destacando as principais lições aprendidas e auxiliando no estabelecimento da conectividade entre os estudos efetuados no âmbito do grupo de pesquisas em tratamento de águas residuárias, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

Tabela 2-1 Breve histórico das pesquisas realizadas com a tecnologia UASB/FBP no DESA/UFMG

Título da pesquisa	Escala	Principais características	Principais lições	Referência
<ul style="list-style-type: none"> Caracterização da comunidade bacteriana de filtros biológicos percoladores tratando efluente anaeróbio 	Demonstração	<ul style="list-style-type: none"> COV aplicada: 0,10 – 0,25 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ TAS aplicada: 10 – 12m³.m⁻².d⁻¹ Meio suporte: Rotopack (meio vertical plástico) e Rotosponge (meio baseado em espumas de poliuretano) Altura meio suporte: 4,20 m Fluxograma sem DS <i>Regime de vazão: constante</i> 	<p>Primeiras investigações utilizando técnicas moleculares de pirosequenciamento. Constatação da seleção ecológica de microrganismos por suas estratégias de sobrevivência e, sobretudo, pelas condições ambientais provenientes de aspectos operacionais. Verificação da coexistência de AOB, NOB e AMX, denotando diferentes vias metabólicas de remoção de nitrogênio. Identificação de grupos de microrganismos oxidadores de sulfeto e metano, bem como acumuladores de substratos de reserva, sugerindo a importância de processos complementares de remoção de constituintes (enxofre, metano e fósforo).</p>	Mac Conell (2014a) ^a
<ul style="list-style-type: none"> Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB 	Demonstração	<ul style="list-style-type: none"> COV aplicada: 0,11 - 0,23 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ TAS aplicada: 4,1 – 9,3 m³.m⁻².d⁻¹ Meio suporte: brita nº 4 e pedra de mão (camada de fundo) Altura meio suporte: 2,30 – 3,50 m Fluxograma sem DS <i>Regime de vazão: constante</i> 	<p>Primeiras investigações com FBP sem paredes laterais. A taxa de transferência de oxigênio foi menor para tal configuração, o que pode estar associado ao reduzido gradiente de pressão parcial do ar entre o meio interno e externo, acarretando em menor intensidade do fluxo de ar para o interior do FBP. O desempenho global do sistema foi melhor após o incremento da altura reacional do FBP (3,50 m).</p>	Vieira (2013) ^a
<ul style="list-style-type: none"> Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB 	Demonstração	<ul style="list-style-type: none"> COV aplicada: 0,10 - 0,25 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ TAS aplicada: 10 – 12 m³.m⁻².d⁻¹ (20 m³.m⁻².d⁻¹ com recirculação) Meio suporte: Rotopack (meio vertical plástico) e Rotosponge (meio baseado em espumas de poliuretano) Altura meio suporte: 4,20 m Fluxograma sem DS <i>Regime de vazão: constante (com avaliações de choques hidráulicos)</i> 	<p>Indicações para a eliminação da etapa de decantação secundária. Nesse sentido, a utilização de espumas de poliuretano seria uma alternativa para obtenção de elevados níveis de confiabilidade, sobretudo quanto à remoção sistemática de N-amoniacoal. Importantes inferências acerca da estratificação de espécies de AOB e relevância de distintos processos na remoção de N-total. Primeiras investigações utilizando modelos matemáticos.</p>	Almeida (2012) ^a

Título da pesquisa	Escala	Principais características	Principais lições	Referência
<ul style="list-style-type: none"> Estudo das comunidades bacterianas em filtros biológicos percoladores utilizados para o pós-tratamento de efluentes de um reator UASB 	Demonstração	<ul style="list-style-type: none"> COV aplicada: 0,24 - 0,38 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ TAS aplicada: 10 – 15 m³.m⁻².d⁻¹ Meio suporte: escória de alto forno, DHS, anéis randômicos, aparas de conduíte corrugado Altura meio suporte: 2,50 m Fluxograma com DS <i>Regime de vazão: constante</i> 	Primeiras investigações quanto à abundância e distribuição de bactérias nitrificantes, bem como da diversidade microbiana no domínio <i>Bacteria</i> . Constatações acerca da necessidade de incremento da altura do meio reacional e limitação de COV para a remoção conjunta de DBO e N-amoniaco. Indicação positiva para a sequência de estudos utilizando espumas de poliuretano.	Missagia (2010) ^a
<ul style="list-style-type: none"> Remoção de surfactantes aniônicos em filtros biológicos percoladores com diferentes meios suporte aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB 	Demonstração	<ul style="list-style-type: none"> COV aplicada: 0,24 - 0,43 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ TAS aplicada: 10 – 20 m³.m⁻².d⁻¹ Meio suporte: escória de alto forno, DHS, anéis randômicos, aparas de conduíte corrugado Altura meio suporte: 2,50 m Fluxograma com DS <i>Regime de vazão: constante</i> 	Avaliações focadas na dinâmica de remoção de surfactantes aniônicos, especialmente os LAS. Os resultados indicaram boas eficiências de remoção quando da aplicação de baixas taxas e cargas volumétricas, destacadamente nos meios suportes de anéis plásticos e DHS.	Tavares (2008) ^b
<ul style="list-style-type: none"> Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação 	Demonstração	<ul style="list-style-type: none"> COV aplicada: 0,24 - 0,43 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ TAS aplicada: 10 – 20 m³.m⁻².d⁻¹ Meio suporte: escória de alto forno, DHS, anéis randômicos, aparas de conduíte corrugado Altura meio suporte: 2,50 m Fluxograma com DS <i>Regime de vazão: constante</i> 	Primeiras experiências relativas a remoção sistemática de N-amoniaco (FBP de baixa taxa). Indicações para a possibilidade de eliminação do decantador secundário e incremento da altura do meio suporte. Indicações para a possibilidade de aprimoramento de FBPs a partir do desenvolvimento de meios suportes de retenção intersticial.	Almeida (2007) ^b
<ul style="list-style-type: none"> Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador 	Demonstração	<ul style="list-style-type: none"> TAS aplicada: 13,6 m³.m⁻².d⁻¹ Meio suporte: escória de alto forno Altura meio suporte: 1,90 m Fluxograma com DS <i>Regime de vazão: constante</i> 	Indicações positivas para o processo de tratamento combinado de esgoto sanitário e de lodo excedente do FBP, em reatores UASB. O desempenho do sistema não foi impactado pelo retorno de lodo.	Pontes (2003) ^a
<ul style="list-style-type: none"> Concepção e Avaliação de Desempenho de um Sistema Compacto Reator UASB/Filtro Biológico Percolador Utilizado 	Demonstração	<ul style="list-style-type: none"> COV aplicada: 0,68 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ TAS aplicada: 13,6 m³.m⁻².d⁻¹ Meio suporte: escória de alto forno 	Demonstração da boa capacidade de polimento do efluente do reator UASB (DQO, DBO e SST), com concentrações efluentes geralmente abaixo dos	Frade (2003) ^b

Título da pesquisa	Escala	Principais características	Principais lições	Referência
para o Tratamento de Esgotos Sanitário		<ul style="list-style-type: none"> • Altura meio suporte: 1,90 m • Fluxograma com DS • <i>Regime de vazão: constante</i> 	padrões de lançamento. Concentrações efluentes de N-amoniaco superiores a 20 mg.L ⁻¹	
<ul style="list-style-type: none"> • Estudo de um filtro biológico percolador utilizado para o pós-tratamento de efluente de um reator UASB, com ênfase no efeito da altura do meio suporte sobre a estabilidade do sistema 	Piloto	<ul style="list-style-type: none"> • COV aplicada: 0,9 – 1,1 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ • TAS aplicada: 25,1 – 30,6 m³.m⁻².d⁻¹ • Meio suporte: escória de alto forno • Altura meio suporte: 1,90 m • Fluxograma com DS • <i>Regime de vazão: constante</i> 	Demonstração da boa capacidade de polimento do efluente anaeróbico, em termos de remoção complementar de DQO, DBO e SST. Recomendação para a continuidade de estudos considerando menores TAS.	Porto (2002) ^b
<ul style="list-style-type: none"> • Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB 	Piloto	<ul style="list-style-type: none"> • COV aplicada: 0,3 – 3,9 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ • TAS aplicada: 3,4 – 30,6 m³.m⁻².d⁻¹ • Meio suporte: escória de alto forno • Altura meio suporte: 0,85 m • Fluxograma com DS • <i>Regime de vazão: constante</i> 	Demonstração da boa capacidade de polimento do efluente anaeróbico, em termos de remoção complementar de DQO, DBO, SST e ovos de helmintos.	Nascimento (2001) ^b

^aTese de doutorado

^bDissertação de mestrado

Nota: a presente pesquisa foi delineada a partir dos trabalhos destacados (em cinza), os quais investigaram o comportamento de FBPs preenchidos com espumas de poliuretano.

2.2.1 Aspectos de projeto e operação associados à remoção conjunta de matéria orgânica e N-amoniaco em FBPs pós-reatores UASB

Em um primeiro momento, cabe discorrer sobre a classificação de filtros biológicos percoladores, consolidadamente reportada na literatura, a fim de estabelecer as bases para início da discussão dos principais parâmetros de projeto que interferem na nitrificação em FBPs com remoção combinada de matéria orgânica, a saber: carga orgânica volumétrica (COV) e taxa de aplicação superficial (TAS). Contudo, é necessário reforçar que tal classificação, como originalmente estabelecida, é baseada na experiência de operação de FBPs pós-decantadores primários. Em síntese, os FBPs podem ser categorizados conforme expresso na Tabela 2-2.

Tabela 2-2 Classificação de FBPs em função de características típicas de projeto e operação

Condições operacionais e características	Baixa taxa	Taxa intermediária	Alta Taxa	Alta Taxa
Meio suporte	Pedra	Pedra	Pedra	Plástico
TAS ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	1 – 4	4 – 10	10 – 40	10 – 75
COV ($kgDBO \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)	0,07 – 0,22	0,24 – 0,48	0,4 – 2,4	0,6 – 3,2
Razão de recirculação	0	0 – 1	1 – 2	1 – 2
<i>Sloughing</i> (desprendimento do biofilme)	Intermitente	Intermitente	Contínuo	Contínuo
Profundidade (m)	1,8 – 2,5	1,8 – 2,5	0,9 – 3,0	3,0 – 12,2
Presença de moscas	Considerável	Médio	Pouco	Pouco
Remoção de DBO (%) <i>Efluente de decantador primário</i>	80 – 90	50 – 80	50 – 90	60 – 90
Remoção de DBO (%) ^a <i>Efluente de reator UASB</i>	55	-	45 – 65	-
Remoção de NH_4^+-N	Intensa	Parcial	Parcial	Variável

Fonte: adaptado de METCALF & EDDY (2003); JORDÃO E PESSÔA (2005); DAVIS (2010); ALMEIDA (2012)

^aEficiências obtidas a partir de NASCIMENTO (2001), AISSE (2002) e FRADE (2003).

Em destaque: Condições operacionais de interesse para a presente pesquisa

Pode-se notar que os FBPs cujo meio suporte objetiva a retenção intersticial de biomassa não figuram entre os acima listados. Este é um aspecto provavelmente relacionado à carência de experiências consolidadas quanto à projeto e operação. É possível inferir, a priori, que a utilização desta tipologia de meio suporte se inviabilizaria para condições de alta taxa, onde somente a remoção de DBO é desejada, sobretudo sem necessidade de elevada confiabilidade. Nestes casos, por aspectos econômicos, o meio suporte de pedra britada continuaria sendo a primeira opção. No item 2.4.3 objetiva-se trazer um detalhamento das condições operacionais e características típicas de FBPs com meio suporte de retenção intersticial de biomassa.

Depreende-se que as condições operacionais impostas a FBPs devem levar em consideração o meio suporte utilizado, de modo que o desempenho de tais unidades depende sobremaneira da combinação adequada entre o material de enchimento utilizado, as TAS e COV aplicadas. Sob esta perspectiva, as cargas hidráulicas (p. ex: TAS) são importantes principalmente para o efetivo molhamento do meio suporte e controle da espessura do biofilme, via tensão de cisalhamento (fenômeno de *sloughing*), ao passo que as cargas orgânicas são importantes no controle de taxas metabólicas, a exemplo da conversão de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada (METCALF & EDDY, 2003).

Ressalta-se que os parâmetros relativos às cargas de contato (matéria orgânica e nitrogênio) não serão pormenorizados no presente trabalho, visto a natureza do mecanismo de retenção de biomassa ser preponderantemente de retenção intersticial nos FBPs com espuma de poliuretano. Adicionalmente, também não serão detalhados aspectos e experiências acerca de razões de recirculação. Tal se deve pela observação de que, em condições de baixas cargas orgânicas aplicadas, a recirculação do efluente pode não resultar em incrementos de remoção de nitrogênio total em FBPs com espuma de poliuretano, visto a baixa biodegradabilidade dos componentes orgânicos e elevada relação N/DQO ($> 0,08$) (ALMEIDA, 2012). Em contrapartida, para COV mais elevadas (em torno de $0,3 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{reator} \cdot \text{d}^{-1}$), o aumento da taxa de nitrificação pode não ser perceptível (USEPA, 1991).

2.2.1.1 Cargas orgânicas volumétricas e taxas de aplicação superficial

Como anteriormente exposto, em FBPs projetados para a remoção concomitante de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, a carga orgânica volumétrica é um dos principais fatores a serem considerados. Tal se deve por uma questão de transferência de massa (substratos) para o biofilme. Em condições de maior disponibilidade de componentes orgânicos, a espessura do biofilme se eleva pelo crescimento de microrganismos heterótrofos, influenciando na disponibilidade de oxigênio para aqueles que realizam a nitrificação (STENQUIST, 1974).

Grande parcela das experiências reportadas na literatura refere-se à operação de FBPs como unidades de pós-tratamento de efluentes de decantadores primários (ver Tabela 2-2), com relação DBO/NH₄⁺-N em torno de 6,5 (WEF, 2000). Em se tratando de efluentes de reatores UASB, visto à maior remoção de matéria orgânica (especialmente frações solúveis de DBO), comparativamente aos decantadores primários, as relações DBO/NH₄⁺-N são da ordem de 2,0 (dados desta pesquisa), o que poderia favorecer o processo autotrófico de nitrificação.

Na Tabela 2-3 são apresentadas experiências reportadas na literatura em relação à operação de FBPs utilizando meios suportes convencionais (pedra britada e plástico) pós-reactores UASB, considerando o fluxograma típico de implantação, compreendido por tratamento preliminar, reator UASB seguido de FBP e decantadores secundários. Objetiva-se verificar as faixas típicas de cargas orgânicas volumétricas e taxas de aplicação superficial empregadas, bem como as eficiências de remoção de carga orgânica e nitrogênio amoniacal. Nesse sentido, nota-se que COV acima de $0,22 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ parecem ser restritivas para a operação de FBPs com meio suporte de adesão estritamente superficial de biomassa, considerando a possibilidade de remoção conjunta de DBO e N-amoniacal.

De forma geral, as maiores taxas de remoção volumétrica de N-amoniacal parecem estar associadas às menores TAS ($\geq 10,0 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). A justificativa reside no fato de que cargas hidráulicas elevadas tendem a intensificar a perda de frações volumétricas do biofilme visto a intensificação das tensões de cisalhamento (VAN LOOSDRECHT *et al.*, 1995).

No item 2.4.3.3 objetiva-se consolidar as informações acerca de COV e TAS aplicadas a FBPs com meio suporte baseado em espuma de poliuretano, bem como no item 2.5 são discutidas as condições operacionais que veem sendo testadas para operação de sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários.

Tabela 2-3 Principais características e desempenho de FBP's pós-reactores UASB (fluxograma típico com DS)

Escala	Condições operacionais			Características do FBP			Concentrações efluentes - Reator UASB (mg.L ⁻¹)			Concentrações efluentes - FBP (mg.L ⁻¹) [eficiência de remoção - %]			Taxa de remoção de N-amoniacoal (kgN.m ⁻³ .d ⁻¹)	Referência
	Vazão (m ³ .d ⁻¹)	COV (kgDBO.m ⁻³ .d ⁻¹)	TAS (m ³ .m ⁻² .d ⁻¹)	Altura (m)	Volume (m ³)	Meio suporte	DBO	SST	NH ₄ ⁺ -N	DBO	SST	NH ₄ ⁺ -N		
Plena	155.520	< 1,0	16,8	2,5	3299	Brita n°4	-	-	-	85-89 ^b	86-89 ^b	-	-	Chernicharo <i>et al.</i> (2014) ^a
Plena	14.688	-	18,5	2,5	994	Brita n°4	114	38	-	18 [84]	11 [53]	-	--	Lobato <i>et al.</i> (2011) ^a
Plena	- ^c	0,09 – 0,22	-	-	-	Plástico	-	-	12-25	-	-	0,8-1,6 [90]	-	Pearce <i>et al.</i> (2011)
Plena	155.520	0,56	13,3	2,5	3300	Brita n°4	106	181	-	37 [65]	53 [71]	-	-	Moraes <i>et al.</i> (2011)
Demo.	20,0	0,24	10,0	3,0	3,0	Anéis	105	39	37	44 [58]	13 [67]	28 [25]	0,06	Fonseca (2009)
Demo.	69,1	0,5	-	1,9	11,5	Escória	88	42	-	31 [65]	19 [55]	-	-	Pontes e Chernicharo (2011) ^a
Piloto	0,54	0,13	5,6	2,1	0,2	Plástico	-	-	30	-	-	15 [50]	0,04	Victoria (2006)
Piloto	0,54	0,07	3,1	2,1	0,2	Plástico	-	-	35	-	-	10 [71]	0,04	Victoria (2006)
Demo.	69,0	0,68	13,6	1,9	9,7	Escória	96	75	30	42 [56]	34 [55]	26 [13]	0,03	Frade (2003)
Demo.	69,0	0,68	13,6	1,9	9,7	Escória	96	48	29	32 [67]	22 [54]	28 [3]	0,01	Frade (2003)
Demo.	69,0	0,31	13,6	1,9	9,7	Escória	44	35	23	23 [48]	14 [60]	19 [17]	0,03	Frade (2003)
Piloto	6,0	0,42	21,2	4,0	1,1	Brita n°4	78	64	21	37 [53]	26 [59]	18 [14]	0,02	Aisse (2002)
Piloto	6,0	0,33	32,1	4,0	1,1	Brita n°4	40	50	21	18 [55]	23 [54]	17 [19]	0,03	Aisse (2002)
Demo.	72,0	0,89	63,7	7,0	7,9	Anéis	99	-	30	32 [68]	-	21 [10]	0,03	Collivignarelli <i>et al.</i> (1990)
Plena	7.402	0,45	8,7	2,7	2309	Brita n°4	~140	140	36	30 [79]	-	21 [42]	0,05	Sanepar (ALMEIDA, 2012)
-		0,07 – 1,0 [0,42]	3,1 – 63,7 [13,6]	1,9 – 7,0 [2,5]	-	-	40 – 140 [96]	35 – 181 [49]	19 - 37 [30]	18 – 44 [32] 48 – 84 [65]	11 – 53 [22] 53 - 71 [55]	1,2 – 28 [19] 3 – 90 [19]	0,01 – 0,06 [0,03]	Faixa de concentrações e eficiências de remoção*

Fonte: adaptado e complementado a partir de Almeida (2012); Vieira (2013)

*Intervalo entre valores mínimos e máximos observados, com mediana reportada entre colchetes.

^aFluxograma com retorno de lodo secundário para digestão e adensamento no reator UASB.

^bEficiências globais de remoção da ETE (EP ≈ 1.000.000 hab), não computadas para o cálculo da faixa de concentrações e eficiências de remoção.

^cEquivalentes populacionais entre 2.500 e 80.000 habitantes.

2.2.1.2 Principais critérios de projeto consolidados para FBPs com meio suporte de retenção intersticial

Cabe destacar a importância da continuidade de estudos com FBPs que empregam meios suportes de retenção intersticial, pós-reatores UASB, a fim de se avançar na consolidação de parâmetros de projeto. Recentes revisões acerca dos principais critérios de projeto para FBPs, a exemplo do trabalho de Daigger & Boltz (2011), não contemplam a possibilidade de utilização dos referidos meios suportes, bem como estão focados em experiências de FBPs pós decantadores primários.

Em um esforço de apresentar alguns parâmetros e critérios para o pré-dimensionamento de FBPs aplicados ao pós-tratamento de efluentes anaeróbios, Gonçalves *et al.* (2001) apresentaram recomendações acerca das $TAS_{média}$ (15 a 18 $m^3.m^{-2}.d^{-1}$), $COV_{média}$ (0,5 a 1,0 $kgDBO.m^{-3}.d^{-1}$) e altura (2,0 a 3,0 m), para FBPs com meio suporte de pedra britada. Todavia, para tais condições, espera-se somente uma remoção satisfatória de matéria orgânica e uma eventual ou nenhuma remoção de N-amoniaco. Como mencionado anteriormente, os itens 2.4.3 e 2.5 deste estudo objetivam contribuir com a discussão sobre COV e TAS típicas aplicadas a FBPs com meio suporte baseado em espuma de poliuretano.

A recente atualização da NBR 12209 (ABNT, 2011) prevê como possibilidade de meios suportes para FBPs: (i) a pedra britada; (ii) o seixo rolado; ou (iii) materiais plásticos. Neste caso, a adoção de outro material (p. ex: espumas de poliuretano) deve ser tecnicamente justificada, incluindo os parâmetros e critérios de projeto adotados. Adicionalmente, a possibilidade de operação sem a etapa de decantação secundária figura na referida norma técnica, todavia devendo ser criteriosamente justificada. *Este trabalho apresenta contribuições a estas demandas.*

2.2.2 **Breve contextualização acerca dos requisitos de oxigênio e mecanismos de ventilação**

Uma importante consideração sobre o requerimento de oxigênio em FBPs associa-se à utilização de ventilação natural. Nestas condições, o mecanismo fundamental é a diferença de temperatura entre a atmosfera externa ao reator e o líquido que percola no meio suporte (JORDÃO E PESSÔA, 2005; METCALF & EDDY, 2003; WEF, 2000). Em situações nas quais o gradiente de temperatura for positivo entre o ar externo e o efluente do FBP, o fluxo de ar será ascendente, configurando-se uma condição desfavorável à transferência de massa, visto a menor pressão parcial de oxigênio na região de maior demanda (topo do FBP). Todavia, Vieira

(2013), avaliando as diferenças de taxa de transferência de oxigênio (TTO) entre FBPs de laterais abertas e fechadas, observou que os gradientes de temperatura podem estar mais associados à indicação do sentido do fluxo de ar do que necessariamente à capacidade de aeração do meio interno. Complementarmente, os FBP de laterais fechadas tendem a propiciar tais gradientes térmicos e de pressão parcial importantes para a renovação do ar interno (mecanismo de convecção), contribuindo para a efetiva transferência de OD ao seio líquido.

Em avaliação de FBP pós-reator UASB (escala piloto), Nascimento (2001) observou diferenças sistematicamente positivas entre a temperatura atmosférica e a temperatura do líquido efluente do filtro biológico percolador, o que caracteriza a predominância de correntes ascendentes de ar. Complementarmente, os gradientes observados eram predominantemente inferiores à 2,0 °C, situação considerada crítica em termos do estabelecimento de fluxo convectivo de ar (WEF, 2000).

Ressalta-se que a efetiva transferência de oxigênio para filtros biológicos percoladores ainda é pouco explorada (METCALF & EDDY, 2003; VASEL & SCHROBILTGEN, 1991), sendo empíricos os critérios para dimensionamento, a saber: porcentagem mínima de abertura para ventilação (15%) em função da área superficial (NBR 12209 -ABNT, 2011). No entanto, estratégias de abertura de espaços para ventilação em diferentes alturas de FBPs, sobretudo aqueles preenchidos por meio suporte baseado em espumas de poliuretano, podem ser interessantes para beneficiar determinadas rotas metabólicas de conversão de compostos (p. ex: desnitrificação heterotrófica, processo *anammox*) (CHUANG *et al.*, 2007; SÁNCHEZ GUILLÉN *et al.*, 2015). *O aprofundamento nos temas de requisitos de OD e mecanismos de transferência à massa líquida fogem ao escopo do presente trabalho.*

2.2.3 Breve descrição sobre os diferentes tipos de meio suporte

Segundo Metcalf & Eddy (2003), o tipo ideal de meio suporte para filtros biológicos percoladores é aquele que possua uma elevada área específica, baixo custo, elevada durabilidade e porosidade suficiente para minimizar o efeito de colmatção, bem como garantir uma boa circulação de ar. Nota-se, entretanto, que para aplicação de baixas cargas orgânicas volumétricas (inferiores a 1,0 kgDBO.m⁻³d⁻¹) o uso de meios suporte com maior área específica (p. ex: escória de alto-forno, anéis plásticos randômicos, 'Cross-flow', Rotopack®) não garante melhorias de desempenho (METCALF & EDDY, 2003; ALMEIDA, 2012). Este aspecto pode estar relacionado ao menor aproveitamento da área superficial visto a deficiência do

molhamento efetivo do volume reacional. Neste caso, estratégias de recirculação seriam necessárias para o incremento das taxas de aplicação superficial.

A melhoria de desempenho de FBP a partir de meios suportes ainda é incipiente no Brasil, tendo em vista a relação custo-benefício da pedra britada e padrões legais mais flexíveis para o lançamento de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada em corpos hídricos. No entanto, outros tipos de meios suportes podem contribuir ao aprimoramento do sistema UASB/FBP, em termos de simplicidade operacional e melhoria da qualidade do efluente.

A busca por meios suportes alternativos à pedra britada (50 a 100 mm) remonta a algumas limitações de FBPs que empregam tal enchimento, a saber: i) sob condições de elevada carga orgânica aplicada, o crescimento do biofilme pode colmatar os interstícios do meio, causando colapso operacional; ii) baixa porosidade do volume reacional; iii) elevado peso específico da brita, culminando na necessidade de robustez estrutural do fundo falso. Estas restrições acarretam em redução da circulação de ar e conseqüentemente, do suprimento de oxigênio à biomassa (DAVIS, 2010). Adicionalmente, ao passo que a granulometria do material utilizado é um aspecto de suma importância, a efetividade de seu controle depende de uma boa fiscalização de obra (CHERNICHARO, comunicação pessoal), de modo a evitar a colmatação do FBP e conseqüente perda de sólidos no efluente.

Uma alternativa promissora para a melhoria de desempenho de FBPs tem sido o uso de espumas de poliuretano como meio suporte (KASSAB *et al.*, 2010). Em síntese, as vantagens estão associadas à possibilidade de retenção de maior quantidade de biomassa, maior idade do lodo e maior TDH (TANDUKAR *et al.*, 2005; TAWFIK *et al.*, 2006a). Visto a relevância dentro do contexto da presente pesquisa, os itens 2.4.3 (revisão de literatura) e 5.3.4 (material e métodos) abordam o histórico de desenvolvimentos do sistema DHS (*Downflow Hanging Sponge*) e meio suporte desenvolvido pelo grupo de pesquisa em tratamento de águas residuárias do DESA/UFMG.

2.2.4 Influência da altura do meio suporte no desempenho de FBPs

As estratégias de projeto e operação para o aumento da confiabilidade do processo de nitrificação em FBPs parecem passar pelo incremento da altura do volume reacional. A proposição de alturas de material de enchimento mais elevadas para permitir a remoção de N-amoniaco ao longo do perfil do reator é frequentemente observada na literatura (FLORÊNCIO *et al.*, 2009; METCALF & EDDY, 2003; USEPA, 2009; WEF, 1992; WEF, 2000).

Adicionalmente, entre os critérios de projeto elencados por Chernicharo e Almeida (2011) relativos à concepção de sistemas compactos UASB/FBP sem a etapa de decantação secundária, objetivando a remoção conjunta de matéria orgânica e N-amoniacal, está a recomendação para a altura do meio suporte como superior ou igual à 3,0 m.

Pode-se depreender a partir de uma análise da Tabela 2.1, anteriormente apresentada, que a evolução das pesquisas em filtros biológicos percoladores avançou gradualmente no sentido de incrementar a altura do meio reacional. Estas diretrizes vão de encontro aos resultados de caracterização de microrganismos associados ao ciclo do nitrogênio (AOB, NOB e AMX) em porções inferiores de FBPs utilizando espumas de poliuretano (MAC CONELL *et al.*, 2013b; MAC CONELL *et al.*, 2014b; MISSAGIA, 2010; KUBOTA *et al.*, 2014).

Cabe mencionar ainda os critérios previstos nos itens 6.5.1.6 e 6.5.1.7 da NBR 12.209 (ABNT, 2011), os quais especificam apenas os limites superiores de altura para FBPs preenchidos com pedra britada ou seixo rolado (≤ 3 m), bem como aqueles preenchidos com material plástico (≤ 12 m). Quando do preenchimento do volume reacional com outras tipologias de meio suporte, não há critérios definidos para altura, entretanto, há a necessidade de apresentação de justificativa técnica.

2.2.5 Taxa de distribuição do líquido (*Dosing Rate*)

Para filtros biológicos percoladores que operam com sistemas de distribuição mecanizada de efluentes, um aspecto a ser observado relaciona-se à velocidade dos distribuidores. O controle da aplicação de líquido sobre a superfície do meio suporte implantado no FBP pode ser um fator importante para o controle da taxa de desprendimento do biofilme (*sloughing*) (ALBERTSON, 1989).

Em virtude de sua construção usualmente ser em seção circular (GONÇALVES *et al.*, 2001; METCALF & EDDY, 2003), expressa-se a velocidade rotacional dos distribuidores de efluente em rpm, sendo que seu valor deve se situar entre 0,1 e 2,0 rpm, bem como não deve exceder 1,2 m/s na periferia do círculo, quando da vazão máxima (CHERNICHARO, 2007).

Um conceito importante, de rápida aplicação à FBPs de seção retangular, é a denominada dosagem de aplicação de líquido sobre o meio suporte ou taxa de distribuição do líquido (*'dosing rate'*). Trata-se de um índice que representa a altura de líquido distribuído sobre o leito filtrante após cada passagem do braço distribuidor, sendo também conhecido como fator SK,

do original alemão “Spulkraft” (JORDÃO & PESSÔA, 2005). Nesse sentido, a dosagem de aplicação pode ser relacionada às cargas orgânicas volumétricas (COV) de DBO aplicadas, como sintetizado na Tabela 2-4, abaixo:

Tabela 2-4 Dosagens de aplicação de líquido sobre meio suporte, em função das COV aplicadas

COV (kgDBO.m ⁻³ .d ⁻¹)	Dosagem de aplicação (mm/passagem) ^a
0,25	10-30
0,50	15-45
1,00	30-90
2,00	40-120
3,00	60-180
4,00	80-240

Fonte: adaptado de WEF (2000)

^amm/passagem: quantidade de líquido aplicado por cada passagem do distribuidor.

Adicionalmente, ressalta-se que são observados bons resultados quando da aplicação de líquido de forma mais lenta, propiciando maior dosagem do efluente (JORDÃO & PESSÔA, 2005). Contudo, tal estratégia pode implicar no favorecimento de curto circuito hidráulico, conforme discutido a seguir (item 2.4.5).

2.2.6 Possibilidades complementares associadas ao uso de FBPs preenchidos com espuma de poliuretano para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios: breves perspectivas

A utilização de filtros biológicos percoladores com meio suporte baseado em espumas de poliuretano pode contemplar perspectivas complementares à remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados. Em uma análise de viabilidade econômica, a consideração destes aspectos pode ser interessante. *O aprofundamento neste quesito foge ao escopo deste trabalho.*

No que se refere à remoção de gases odorantes no tratamento de esgoto doméstico, uma grande vantagem da utilização de FBPs, sobretudo com meio suporte de retenção intersticial de biomassa, reside na possibilidade da oxidação bioquímica do H₂S no volume reacional, o que poderia dispensar a necessidade de tratamento específico para a fase gasosa (CHERNICHARO *et al.*, 2010). Neste caso, o gás a ser tratado deveria ser coletado após o desprendimento natural da fase líquida (transição UASB-FBP) e introduzido via contracorrente no meio suporte. Dado o alto potencial de retenção de biomassa no FBP preenchido com meio suporte baseado em espumas de poliuretano, Mac Conell (2014a) identificou relativa abundância de microrganismos oxidadores de sulfeto e de metano (obrigatórios e facultativos), além de outros

que estocam substratos de reserva (polifosfatos, polihidroxibutirato). Neste sentido, Hatamoto *et al.* (2010; 2011), observaram elevadas eficiências de remoção de metano dissolvido concomitantemente com a redução de N-amoniaco, sob condições de adequado fornecimento de oxigênio. Os autores avaliaram o sistema DHS utilizando efluente sintético.

Complementarmente, Tavares (2008) apontou que FBPs preenchidos com espuma de poliuretano, sob baixa carga (COV: 0,24 kgDQO.m⁻³.d⁻¹; TAS: 10 m³.m⁻².d⁻¹), apresentam elevado potencial para a biodegradação de surfactantes aniônicos (detergentes). Ademais, há a possibilidade de remoção de poluentes emergentes (p. ex: disruptores endócrinos) em níveis de eficiência similares aos verificados no processo de lodos ativados (BRANDT *et al.*, 2013).

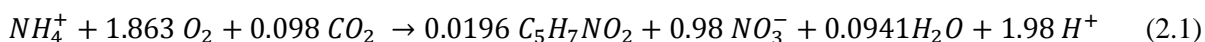
2.3 Aspectos gerais sobre a nitrificação e desnitrificação biológica

2.3.1 Preliminares

A nitrificação pode ocorrer em quaisquer compartimentos da biosfera (solos e ambientes aquáticos) que possuam as condições ambientais adequadas para o estabelecimento de microrganismos nitrificantes (HENZE *et al.*, 2001). Estes, por sua vez, possuem metabolismo quimiolitotrófico, cujo requerimento de carbono e energia advêm, respectivamente, do CO₂ dissolvido na massa líquida (em estações de tratamento de efluentes) e da oxidação da amônia à nitrito e nitrato (EKAMA & WENTZEL, 2008). Este é um importante aspecto da rota metabólica de organismos oxidadores de amônia (AOB) e de organismos oxidadores de nitrito (NOB), uma vez que implica em taxas de crescimento específico (μ) até cinco vezes menores quando comparadas a biomassa heterotrófica (EKAMA & WENTZEL, 2008; RITTMANN & MCCARTY, 2001).

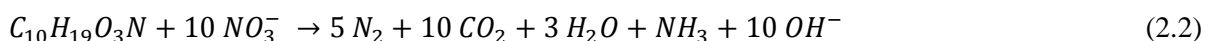
Cabe ressaltar que, sob um ponto de vista filogenético, todos os microrganismos nitrificantes pertencem ao grupo de procariontes *Bacteria*. Entretanto, há pelo menos um gênero (*Nitrosopumilus*) pertencente ao domínio *Archaea*, capaz de conduzir a oxidação do nitrogênio amoniaco (MADIGAN *et al.*, 2010). O conhecimento das espécies envolvidas nos processos de conversão de substratos em ETEs, auxiliado pelo desenvolvimento das técnicas de biologia molecular, tem se revelado como de fundamental importância para a otimização de reatores, a exemplo de filtros biológicos percoladores (KUBOTA *et al.* 2014; MAC CONELL *et al.*, 2013b; WANG *et al.*, 2015).

As equações estequiométricas que descrevem o processo clássico de nitrificação em dois estágios, quais sejam, a nitritação (oxidação de N-amoniaco a nitrito) e a nitratação (oxidação de nitrito a nitrato) encontram-se bem consolidadas na literatura (AHN, 2006; DAVIS, 2010; EKAMA & WENTZEL, 2008; HENZE *et al.*, 2001; MADIGAN *et al.*, 2010; MARA, 2004; METCALF & EDDY, 2003; RITTMANN & MCCARTY, 2001; USEPA, 1993; VON SPERLING, 1996). Logo, as meias reações relativas à síntese celular, oxidação da amônia a nitrato e redução do oxigênio à água podem ser representadas da seguinte forma:



No que se refere à desnitrificação, representando a etapa final à remoção de nitrogênio (após a nitrificação inicial), esta é classicamente projetada para ser realizada em ambientes anóxicos, via metabolismo de microrganismos facultativos heterotróficos (HET). Estes por sua vez, realizam a redução do nitrato (aceptor de elétrons) à nitrogênio gasoso, utilizando carbono orgânico para a síntese celular (AHN, 2006; EKAMA & WENTZEL, 2008). Este é um importante aspecto, uma vez que a adição de fontes externas de matéria orgânica ou recirculações internas pode representar custos e complexidade operacionais significativos (KHIN & ANNACHHATRE, 2004).

Considerando uma representação genérica da matéria orgânica biodegradável em águas residuárias (USEPA, 1993), a equação estequiométrica que descreve a desnitrificação pode ser representada da seguinte forma (DRTIL, 1995; METCALF & EDDY, 2003):



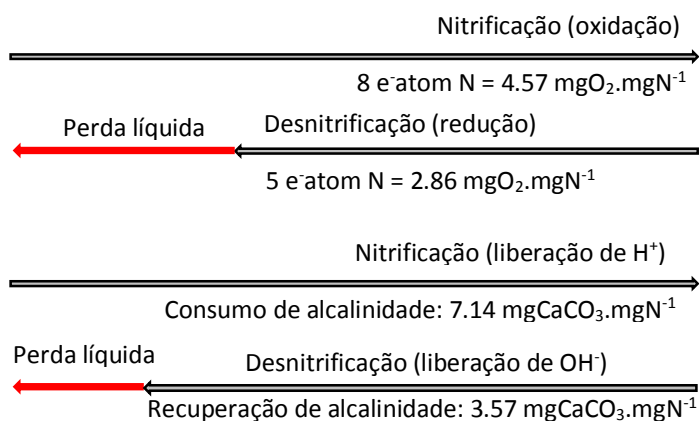
As reações de oxirredução acima apresentadas permitem extrair considerações acerca da demanda de alcalinidade e oxigênio dissolvido quando da interação entre os processos clássicos de nitrificação e desnitrificação. A Tabela 2-5 e Figura 2-1, a seguir, sintetizam as principais informações:

Tabela 2-5 Síntese de características dos processos de nitrificação e desnitrificação

	Nitrificação	Desnitrificação
Substrato (doador de elétrons)	N-amoniaco (NH ₄ ⁺)	Nitrato (NO ₃ ⁻)
Meia-reação	Oxidação	Redução
Organismos	Autotróficos	Heterotróficos
Condição ambiental	Aeróbia	Anóxica

Fonte: adaptado de EKAMA&WENTZEL (2008)

Espécie:	NH_4^+	N_2	NO_2^-	NO_3^-
NOx:	-3	0	+3	+5



Nota: A desnitrificação permite recuperar no máximo 62,5% da demanda de oxigênio para a nitrificação, bem como 50% da alcalinidade demandada.

Figura 2-1 Desenho esquemático da dinâmica de consumo de O₂ e alcalinidade nos processos de nitrificação e desnitrificação clássicos. Adaptado de EKAMA & WENTZEL (2008).

Ao se utilizar de sistemas UASB/FBP com meio suporte de retenção intersticial para o tratamento de esgoto sanitário, os aspectos identificados acima (Figura 2-1) não necessariamente constituem-se em desvantagens tecnológicas conforme frequentemente reportado na literatura (AHN, 2006; JETTEN *et al.*, 2002; KARTAL *et al.*, 2010; VAN DONGEN *et al.*, 2001), a saber:

Requisito de alcalinidade

- Há geração de alcalinidade no reator anaeróbico em virtude do equilíbrio iônico de espécies carbônicas. A amonificação do nitrogênio orgânico e consequente geração de bicarbonatos de amônia, assim como a dessorção de CO₂ devido à produção de biogás, contribuem para o aumento da capacidade de tamponamento do efluente do reator UASB. Adiciona-se ainda como contribuinte, o consumo de ácido acético durante a metanogênese (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Requisito de oxigênio dissolvido

- A utilização de filtros biológicos percoladores com meio suporte de espuma de poliuretano parece garantir o suprimento de oxigênio dissolvido suficiente para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, sob condições de ventilação natural (ALMEIDA *et al.*, 2013; KUBOTA *et al.*, 2014; ONODERA *et al.*, 2014). As partes centrais da espuma podem favorecer o aparecimento de nichos anóxicos ideais para a desnitrificação heterotrófica (CHAE *et al.*, 2012).

Adicionalmente, verifica-se uma baixa produção de lodo em FBPs com espuma de poliuretano (TANDUKAR *et al.*, 2007; TAWFIK *et al.*, 2006a), o que se associa ao mecanismo de liberação de produtos microbianos solúveis (SMPs) oriundos de lise celular, atuando como fonte de carbono para a desnitrificação em compartimentos anóxicos do meio suporte. Este processo é melhor detalhado no item 2.4.4.

Ressalta-se, todavia, que os processos convencionais de remoção de nitrogênio têm apresentado eficiência satisfatória quando da aplicação de baixas cargas mássicas volumétricas de N, da ordem de 0,2 kgN.m³.d⁻¹ (JETTEN *et al.*, 2002; OKABE *et al.*, 2011). Não obstante o claro desafio em se manter elevada atividade de bactérias anammox em reatores tratando esgoto sanitário (JOSS *et al.*, 2011), o desenvolvimento de condições operacionais que favoreçam o metabolismo de oxidação anaeróbia de nitrogênio pode ser uma importante evolução dos sistemas UASB/FBP, permitindo a aplicação de cargas mais elevadas de nitrogênio no pós-tratamento.

Rotas metabólicas alternativas para a remoção de nitrogênio, como a desnitrificação autotrófica, parecem desempenhar um papel pouco expressivo para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (MORAES, 2012). Tal fato associa-se ao baixo rendimento energético da redução dissimilatória de nitrato com aceptores inorgânicos presentes em efluentes, como o H₂ e as formas reduzidas de enxofre. Em tais condições o fluxo de elétrons (f_s^0) assume valores de 0,13 a 0,21, ao passo que a desnitrificação considerando a oxidação de DBO apresenta valores de f_s^0 iguais a 0,52 (RITTMANN & MACCARTY, 2001).

Outro aspecto relacionado à desnitrificação heterotrófica é a potencialidade de emissão de gases de efeito estufa (GEE). Estudos recentes apontam que produtos intermediários da desnitrificação, como o N₂O, podem representar parcela significativa (35-65%) das emissões de GEE em estações de tratamento de esgoto com fluxogramas que possibilitam a redução de nitrato (MIKOLA *et al.*, 2014). Esta é uma questão que merece considerações em futuros estudos de avaliação de ciclo de vida (ACV).

2.3.2 Fatores intervenientes no processo de nitrificação em biofilmes

A Tabela 2-6 sintetiza os principais fatores intervenientes no processo de nitrificação em biofilmes. As informações foram compiladas dos trabalhos de Sharma e Ahlert (1977), Barnes e Bliss (1986), Parker e Richards (1986), Figueroa e Silverstein (1992), USEPA (1993), Aesoy *et al.* (1998), Satoh *et al.* (2000), WEF (2000), Rittmann e McCarty (2001), Metcalf & Eddy

(2003), Biesterfeld *et al.* (2003), Morgenroth (2006), Chuang *et al.* (2007), van Der Star *et al.* (2007), Ekama e Wentzel (2008), Uemura *et al.* (2012b), Natori *et al.* (2012), Almeida (2012), Jenni *et al.* (2014) e Mac Conell (2014a).

Ressalta-se que processos de biomassa aderida utilizados para a oxidação aeróbia de DBO podem ser empregados para a nitrificação, desde que se assegurem as condições necessárias à retenção de microrganismos de baixa taxa de crescimento específico, bem como o controle da competição com bactérias heterotróficas (RITTMANN E MCCARTY, 2001). No item 2.4.4 são melhor elucidados os mecanismos verificados em FBPs com espuma de poliuretano, que atuam nesse sentido.

Tabela 2-6 Fatores interferentes no processo de nitrificação em biofilmes

Fator Interveniente	Comentários
Concentração de OD na massa líquida	
Requisito de O ₂ para nitrificação: > 1,8 mg.L ⁻¹	<ul style="list-style-type: none"> • A biomassa heterotrófica, por possuir maior taxa de crescimento específico, leva vantagem na competição por oxigênio e espaço, culminando na inibição da nitrificação em ambientes com baixa concentração de O₂. • Este aspecto pode ser interessante para o controle da nitrificação, uma vez que o NO₂-N se acumula no sistema para concentrações de OD < 0,5 mg.L⁻¹.
Temperatura	
Temperatura ótima para nitrificação: 28 – 36 °C (cultura pura)	<ul style="list-style-type: none"> • O metabolismo microbiano e a taxa de remoção de N-amoniaco podem diminuir em ambientes com temperaturas abaixo de 10 °C. Para filtros biológicos percoladores, com temperatura do ar variando de 10 °C para 20 °C, a taxa de nitrificação pode aumentar em um fator de 1,5. • Para temperatura médias acima de 15 °C, como as observadas no CePTS/UFMG, os efeitos da temperatura na nitrificação não necessariamente precisam ser considerados. • Os efeitos da temperatura podem variar em função da taxa de remoção de amônia: sistemas com elevadas taxas de nitrificação são mais afetados pela temperatura do que sistemas onde a taxa de nitrificação tende a ser menor.
Concentração de matéria orgânica	
DBO total > 20 mg.L ⁻¹ (ou 30 mgDQO _{solúvel} .L ⁻¹) <i>Menores taxas de nitrificação em FBPs.</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Para elevadas concentrações de matéria orgânica a nitrificação diminui, pois, a biomassa heterotrófica compete com sucesso por oxigênio e espaço, reduzindo a fração volumétrica de nitrificantes no biofilme. • Matéria orgânica solúvel: intensifica o crescimento de microrganismos heterotróficos elevando a espessura da matriz biológica, o que dificulta a transferência de substratos (O₂ e NH₄⁺-N) para porções internas do biofilme. • Matéria orgânica particulada: uma vez adsorvida na superfície do biofilme pode proporcionar resistência à transferência de massa. Posteriormente, a hidrólise do componente particulado resulta em fonte adicional de substrato para a biomassa heterotrófica.
DBO solúvel < 12 mg.L ⁻¹ <i>Favorável para ocorrência de nitrificação em FBPs.</i>	

Fator Interveniante	Comentários
<p>Relação DBO:NTK</p> <p>DBO:NKT = 25 <i>Pouca disponibilidade de NH₄⁺-N para nitrificação.</i></p> <p>DBO:NTK = 5-10 <i>Pode ser favorável ao processo de nitrificação.</i></p> <p>DQO:NTK < 0,5 <i>Pode ser favorável ao processo de oxidação anaeróbia de amônia</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Maiores relações DBO:NTK favorecem a predominância de biomassa heterotrófica no biofilme em virtude dos seguintes aspectos: i) maior taxa de crescimento específico e elevação da síntese heterotrófica, diminuindo a concentração de NH₄⁺-N no meio (assimilação); ii) maior resistência à transferência de substratos (O₂ e NH₄⁺-N). • A utilização de meio suporte de retenção intersticial de biomassa pode auxiliar no estabelecimento do processo Anammox, ainda que os efluentes de reatores anaeróbios, tratando esgoto sanitário, apresentem baixas concentrações de N-amoniaco e significativa presença de carbono (DQO).
<p>pH e alcalinidade</p> <p>pH ótimo para nitrificação em biofilmes: 7,0 – 8,5</p> <p>Alcalinidade residual mínima para nitrificação em sistemas com biofilmes: > 45 mg.L⁻¹ (<i>observado</i>) / 50 mg.L⁻¹ (<i>recomendado</i>)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • pH: A taxa máxima de crescimento específico (μ_{máx}) de microrganismos autotróficos nitrificantes é extremamente sensível a valores de pH fora da faixa entre 7 a 8. Baixos valores de pH podem levar a formação de HNO₂ (inibidor da etapa de nitrificação) e indicam o aumento do consumo de CaCO₃ (baixa alcalinidade residual). • Alcalinidade: a escassez de alcalinidade carbonato no sistema impede a síntese de quimiolitotróficos nitrificantes por déficit de carbono inorgânico. Complementarmente, a manutenção de baixos valores de pH pode inibir a nitrificação.
<p>Compostos orgânicos e inorgânicos</p> <p>Sulfetos: 0,5 mg.L⁻¹</p> <p>N-amoniaco: 20 mg.L⁻¹</p> <p>Salinidade (Cl⁻): 25 g.L⁻¹</p>	<ul style="list-style-type: none"> • As concentrações de sulfeto encontradas em efluentes de reatores UASB podem inibir o desenvolvimento de AOB e NOB nos primeiros compartimentos de FBPs. A presença de oxidadores de sulfeto obrigatórios e facultativos nos primeiros compartimentos (p. ex., <i>Thiobacillus</i>, <i>Thiotrichaceae</i>, <i>Rhodobacter</i>) teria papel fundamental para desenvolvimento de nitrificantes ao longo do volume reacional. • Concentrações de N-amoniaco acima de 20 mg.L⁻¹ podem inibir a atividade de microrganismos oxidadores de nitrito. • Concentrações crescentes de Cl⁻ podem inibir a nitrificação. Em concentrações superiores a 15 gCl⁻.L⁻¹ a atividade de NOB pode ser suprimida.
<p>Idade do lodo</p> <p>Θ: > 1,5 d (20 °C)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Os microrganismos oxidadores de amônia e nitrito possuem baixa taxa máxima de crescimento específico (μ_{máx}), inferior a 1/d a 20 °C. Para reduções de temperatura da ordem de 5 °C, a idade de lodo mínima requerida pode crescer em 40%.

Fonte: adaptado e complementado a partir de ALMEIDA (2012)

Variações diurnas de vazão e carga. Faz-se importante salientar que sob condições de variações cíclicas de vazão e carga, como aquelas típicas de hidrogramas afluentes a estações de tratamento de esgoto, a eficiência de nitrificação decresce se comparada a condições estacionárias (EKAMA & WENTZEL, 2008). Considerando a operação de sistemas UASB/FBP, este fator pode estar associado ao incremento da carga de N-amoniaco durante os picos diários de vazão, bem como ao maior aporte de sólidos passível de ocorrer aos FBPs em virtude da massa de lodo presente no reator anaeróbio. Sob este último aspecto, o aumento da

carga de sólidos pode induzir a limitações de transferência de massa de compostos solúveis para o biofilme (BOLLER *et al.*, 1990; SÄRNER & MARKLUND, 1984), bem como intensificar a competição entre microrganismos nitrificantes e heterótrofos (FIGUEROA & SILVERSTEIN, 1992), caso os materiais particulados permaneçam retidos no reator.

Adicionalmente, pode-se considerar que a dinâmica de transientes de operação em FBPs pode ser dividida em duas fases, quais sejam: lenta e rápida. A primeira associa-se ao crescimento e decaimento de organismos no biofilme, ao passo que a segunda se refere às condições impostas pelo comportamento hidráulico e de resistência à transferência de massa (KISSEL *et al.* 1984; WIK, 1999). Sob esta perspectiva, os transientes rápidos, a exemplo dos picos de vazão, desempenham um papel crucial no desempenho de reatores de biomassa aderida (RITTMANN, 1985). Alinha-se a este aspecto o fato de que em elevados transientes hidráulicos (redução do TDH em 1 h), Tandukar *et al.* (2006a) observaram redução da taxa de nitrificação, a qual tendeu a se reestabelecer findado o choque de carga.

Predação. O controle de predadores em FBPs assume considerável importância, visto que a produção de biomassa nitrificante pode ser inferior à sua taxa de consumo por macrorganismos predadores, como vermes (oligoquetas – p.ex: *Naididae*), caramujos (moluscos gastrópodes) e larvas de moscas (p.ex: *Psychodidae*) (GUJER, 2010). A presença de predadores como protozoários e nematódeos (*Diplogaster* sp.), bem como larvas de insetos e minhocas em FBPs pós-reatores UASB, foi caracterizada por Missagia (2010) e Mac Conell (2014a), sobretudo nos compartimentos superiores dos reatores, onde os efeitos da predação parecem ter sido mais importantes.

Tais organismos podem ainda contribuir para a perda de sólidos no efluente, visto que intensificam a desagregação da biomassa e a fragmentação da matriz microbiana ('*grazing*' e '*sloughing*'), corroborando para a redução da abundância de bactérias no reator. A diminuição de eficiências de nitrificação em função da presença de predadores é sistematicamente reportada na literatura (ANDERSON *et al.*, 1994; LEE E WELANDER, 1994; METCALF& EDDY, 2003; PARKER *et al.*, 1997; PEARCE & JARVIS, 2011; WEF, 2000). Ressalta-se, todavia, que o controle de taxas de aplicação superficial pode ser uma estratégia importante para a redução de macrorganismos em FBPs, visto que o molhamento efetivo do meio suporte pode inibir o desenvolvimento de macrofauna (PARKER *et al.*, 1995).

De maneira geral, as condições ambientais propiciadas pelo uso de espumas de poliuretano como meio suporte de FBP de baixa taxa tendem a reproduzir ambientes favoráveis ao desenvolvimento de macrofauna. A matriz abaixo reportada (Figura 2-2) sintetiza a interação entre tais condições, a partir dos trabalhos de Wei *et al.* (2003), Hendrickx *et al.* (2009), Onodera *et al.* (2013). Ressalta-se, todavia, que são escassas as experiências que demonstram a manutenção da atividade nitrificante e o efeito benéfico da redução dos coeficientes de produção de lodo, via consumo de frações de biomassa retida.

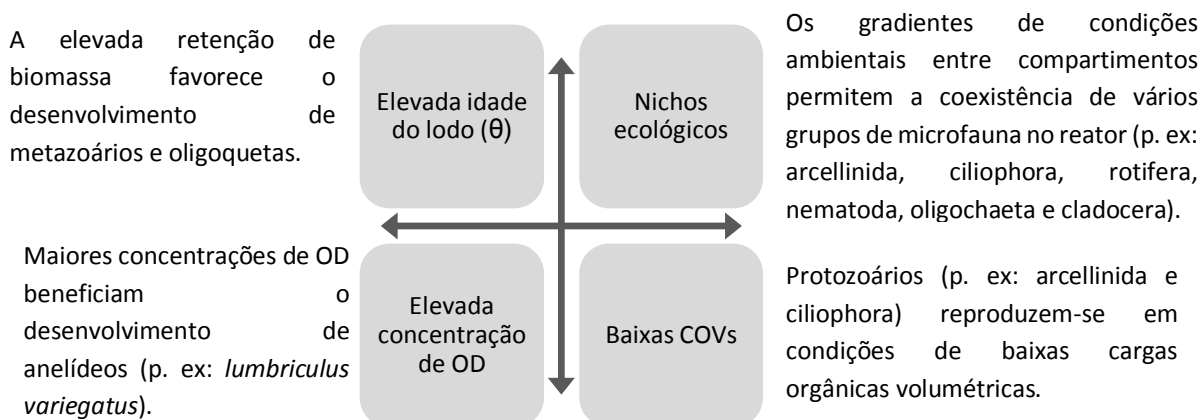


Figura 2-2 Matriz de interação entre condições favoráveis ao desenvolvimento de microfauna em FBP com meio suporte de retenção intersticial de biomassa.

Sob este prisma, Onodera *et al.* (2013) caracterizaram significativa presença de metazoários em um sistema DHS pós-reator UASB, ao passo que as eficiências de nitrificação foram da ordem de 89 %. Provavelmente este aspecto associa-se à seleção ecológica ao longo da altura do FBP de baixa taxa, cujos nichos responsáveis pela remoção de N-amoniaco situam-se em compartimentos intermediários, bem como à proteção devido à retenção intersticial e posição de bactérias nitrificantes na estrutura do biofilme (CHAE *et al.*, 2012; WIJEYEKOON *et al.*, 2004). Em recente avaliação realizada no sistema DHS pós-reator UASB, Onodera *et al.* (2015) identificaram a presença de macrofauna (caramujos) na superfície das espumas de poliuretano. Todavia, a biomassa esteve fisicamente protegida no interior dos poros visto a diminuta dimensão dos mesmos (0,63 mm).

2.3.3 Experiências relacionadas a nitrificação e desnitrificação em meios suportes de espuma de poliuretano

Segundo Villaverde (2004), a integração dos processos de nitrificação e desnitrificação convencionais para remoção de nitrogênio se enquadra em três categorias principais, a saber: i) nitrificação seguida de desnitrificação em tanque anóxico separado, com adição de fonte

externa de carbono; ii) pré-desnitrificação em compartimento anóxico seguido de uma etapa aeróbia na qual ocorre a nitrificação e são gerados compostos oxidados de nitrogênio, havendo recirculação do efluente da fase aeróbia para o compartimento anóxico anterior (processo Bardenpho); iii) reatores em bateladas sequenciais (RBS), nos quais os ciclos sequenciais e intermitentes, de aeração (nitrificação) e não aeração (desnitrificação), permitem a remoção de nitrogênio.

Nota-se que os FBPs preenchidos com espuma de poliuretano apresentam uma vantagem aos fluxogramas acima apresentados, visto a possibilidade de integração dos processos de nitrificação e desnitrificação em um único reator, sem a necessidade de adição de fontes externas de carbono. *Aparentemente não é necessária a recirculação (Almeida, 2012).*

A elevada idade do lodo verificada em FBPs preenchidos com espuma de poliuretano contribui para a formação de nichos anóxicos, sobretudo nas partes centrais da espuma (CHAE *et al.*, 2012). Tal característica permite a endogenia das frações sólidas retidas, liberando produtos microbianos solúveis (SMPs), ao passo que estes também são liberados nos processos de crescimento e decaimento da biomassa autotrófica nitrificante (RITTMANN & MACCARTY *et al.*, 2001). Logo, os SMPs podem ser utilizados como fonte de carbono para anabolismo de microrganismos heterotróficos desnitrificantes (KINDAICHI *et al.*, 2004; OKABE *et al.*, 2005).

A coexistência de bactérias nitrificantes (AOB e NOB), desnitrificantes e anammox (AMX) em um filtro biológico percolador, preenchido com espumas de poliuretano, foi observada por Mac Conell *et al.* (2015), sob condições de baixa COV aplicada ($0,6 - 1,2 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{espuma}} \cdot \text{d}^{-1}$). Por meio de análises de pirosequenciamento, os autores identificaram a presença de AOB e NOB em todos os compartimentos do FBP investigado, com incremento da abundância relativa de AMX nas porções inferiores, ainda que sob elevada relação DQO/N ($1 - 2 \text{ gDQO} \cdot \text{gN}^{-1}$). A remoção de nitrogênio total em FBPs com meio suporte de retenção intersticial de biomassa parece ser uma importante possibilidade.

Os principais resultados operacionais sobre a remoção de N-amoniaco e NT, associados às condições operacionais impostas à FBPs preenchidos com espumas de poliuretano, pós-reator UASB, são discutidas no item 2.4.3.

2.3.3.1 Breves considerações sobre o processo de nitrificação parcial e Anammox

Este subitem tem como objetivo apenas apresentar e discutir brevemente uma interessante potencialidade para FBPs pós-reator UASB. A motivação para tal inclusão advém dos recentes aprimoramentos de FBPs.

O processo Anammox (*anoxic ammonium-oxidizing*) trata-se de um curto-circuito no ciclo do nitrogênio, representado por meio da oxidação da amônia a nitrogênio gasoso utilizando nitrito como acceptor de elétrons. Este processo é mediado por bactérias anaeróbias oxidadoras de N-amoniacal (AMX), do filo *Planctnomycetes*, que utilizam o CO₂ como fonte de carbono em sua rota metabólica de anabolismo (KARTAL *et al.*, 2010; JENNI *et al.*, 2015).

Uma possibilidade interessante propiciada pelo uso de espumas de poliuretano como meio suporte de filtros biológicos percoladores relaciona-se ao estabelecimento da referida rota de remoção anaeróbia de nitrogênio e, neste contexto, a garantia da nitrificação parcial ou nitrificação é o principal aspecto a ser controlado. Tal quesito passa pela garantia da manutenção de AOB no reator associada a supressão da atividade de NOB no sistema, via limitação, inibição ou varrimento (PENG *et al.*, 2006). Em relação ao primeiro aspecto, a utilização de espumas de poliuretano pode auxiliar em virtude da maior idade de lodo necessária ao estabelecimento de bactérias nitrificantes. Quanto à acumulação de nitrito, entre as principais condições requeridas está a baixa concentração de OD (LEMAIRE *et al.*, 2008). Neste quesito, estratégias de controle da ventilação natural podem ser um mecanismo operacional relevante, a exemplo do trabalho realizado por Sánchez Guillén *et al.* (2015).

De fato, as baixas porcentagens de bactérias nitrificantes (0,1 a 12,7%) observadas em FBP com espuma de poliuretano, associadas à identificação de AMX (MAC CONELL *et al.*, 2013a), sugerem a ocorrência de rotas metabólicas alternativas à nitrificação convencional na remoção de N-amoniacal.

Definitivamente, o “curto-circuito” do ciclo do nitrogênio levado à cabo pela nitrificação parcial associada ao processo anammox, parece representar uma promissora alternativa à remoção de nitrogênio. A nitrificação integral de NH₄⁺-N pode, teoricamente, reduzir o consumo de oxigênio em aproximadamente 25% e a necessidade de fontes de carbono em até 40%, associado a uma baixa produção de lodo (JETTEN *et al.*, 2002; KARTAL *et al.*, 2010). Adicionalmente, a possibilidade de se trabalhar com maiores taxas de aplicação mássica volumétrica de N (kgN.m³.d⁻¹) pode permitir a implantação de reatores menores, o que é especialmente interessante para filtros biológicos percoladores com meio suporte de retenção

intersticial. Entretanto, aplicações desta rota metabólica considerando esgotos domésticos ainda são reduzidas, tendo sido conduzidas em sua maioria em reatores de batelada sequenciais (Ge *et al.*, 2014).

Os processos denominados SHARON (*Single reactor system for high ammonia removal over nitrite process*), SHARON+ANAMMOX, CANON (*completely autotrophic nitrogen removal over nitrite*) e OLAND (*oxygen limited autotrophic nitrification denitrification*) foram idealmente desenvolvidos para a remoção de nitrogênio de efluentes com elevada concentração de amônia (JETTEN *et al.*, 1997). A possibilidade da conjugação dos processos de nitrificação parcial e anammox em FBPs preenchidos com espuma de poliuretano, pós-reatores UASB, pode ser um importante aspecto. Todavia, este não é um foco da presente pesquisa.

2.3.4 Breve contextualização sobre exigências legais para a remoção de nitrogênio em efluentes líquidos

Nota-se que o atual arcabouço legal ainda não contempla de forma sistemática a exigência da remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes de sistemas de tratamento de esgoto sanitário. Entre os requerimentos legais para lançamento definidos na Seção II, art. 16, da Resolução CONAMA nº 430/2011, figura o valor limite de 20,0 mgN-amoniacal.L⁻¹. Entretanto, conforme previsto no parágrafo primeiro do art. 21, não é exigível o seu cumprimento em ETEs, tampouco quando estas recebem lixiviados de aterros sanitários.

Não obstante, cabe ressaltar o disposto no art. 12 desta mesma resolução, qual seja:

O lançamento de efluentes em corpos de água, com exceção daqueles enquadrados na classe especial, não poderá exceder as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência ou volume disponível, além de atender outras exigências aplicáveis.

Logo, a tomar, por exemplo, um corpo hídrico enquadrado em Classe 3 (Resolução CONAMA nº 357/2005), que apresente $\text{pH} \leq 7,5$, o lançamento de uma estação de tratamento de esgoto não poderia ferir a concentração final de 13,3 mgNH₄⁺-N.L⁻¹ após a zona de mistura. Neste contexto, vislumbra-se que, ao passo que os índices de coleta e tratamento de esgotos aproximem-se da universalização - meta: ano 2033 (PLANSAB - BRASIL, 2013), a remoção de nitrogênio figurará como um dos principais requisitos para as novas estações de tratamento

a serem implantadas. Cabe frisar que a legislação ambiental do Estado de Minas Gerais (DN Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008) alinha-se com tal argumentação exposta.

2.4 Pós-tratamento de efluentes anaeróbios utilizando FBP com meio suporte de retenção intersticial

2.4.1 Breve contextualização da utilização de reatores UASB e FBPs no tratamento de esgoto sanitário

Apesar de relativamente recentes no contexto do tratamento de esgoto domésticos (aproximadamente 25 anos), os reatores UASB apresentam-se como alternativa consolidada como primeira etapa do tratamento biológico em uma ETE, sobretudo em países de clima tropical e subtropical. Em uma análise realizada na América Latina, considerando 2734 estações de tratamento implantadas em seis países, Noyola *et al.* (2012) identificaram que os reatores UASB ocupam a terceira posição, precedidos de lagoas de estabilização e lodos ativados. Em um retrato mais detalhado, é possível observar que tais reatores anaeróbios são especialmente empregados em instalações de pequeno (vazão $< 25 \text{ L.s}^{-1}$) e médio porte (vazão entre $25 - 250 \text{ L.s}^{-1}$).

Nesse sentido, podem ser elencadas várias experiências bem-sucedidas de implantação e operação de reatores UASB em escala plena, com destaque para a América Latina (Brasil e Colômbia) e Índia, conforme demonstrado na Tabela 2-7. A obtenção de faixas típicas de concentrações efluentes de DQO, DBO e SST e respectivas eficiências de remoção é um aspecto importante para o contexto do capítulo 6 deste trabalho.

Em uma comparação imediata das faixas típicas para reatores UASB identificadas na Tabela 2-7 com as tendências capturadas por meio das Tabelas 2-3, 2-9 e 2-12 (majoritariamente unidades em escala piloto e demonstração), nota-se, sobretudo, a predominância de concentrações efluentes mais elevadas de SST e DQO para os sistemas de escala plena. Tal constatação provavelmente está associada às boas práticas de operação nos sistemas de menor escala, principalmente relacionadas ao gerenciamento de lodo. Como discutido no item 2.1, este é um aspecto relevante.

Adicionalmente, há que se levar em consideração as diferenças de comportamento hidrodinâmico entre reatores de escala piloto e plena. Nos primeiros há uma tendência precípua de estabelecimento do fluxo ideal em pistão (BATSTONE *et al.*, 2005), o que seria mais

adequado para a remoção de substratos (no caso, DBO) em virtude do decaimento seguir uma equação de primeira ordem (ou ordem mista) (METCALF & EDDY, 2003). Em complemento, o efeito parede é mais acentuado para tais reatores, com melhor possibilidade de formação de grânulos. Para os reatores de escala plena, observa-se tendência à fluxos com maior dispersão (BATSTONE *et al.*, 2005).

A consolidação do uso de reatores UASB associa-se à sua relativa simplicidade operacional, visto a baixa mecanização empregada, eficiência significativamente superior à decantação primária, baixa produção de lodo e possibilidade de aproveitamento energético do biogás (CHERNICHARO *et al.*, 2015; CHONG *et al.*, 2012). Esta última característica relaciona-se ao notável potencial para redução da carga orgânica proveniente do esgoto doméstico, o que se constitui ainda em aspecto fundamental para o sucesso de sistemas de pós-tratamento de baixa taxa, como os FBPs que empregam espumas de poliuretano como meio suporte.

Tabela 2-7 Experiências relacionadas à implantação e operação de reatores UASB em escala plena

Localidade	Concentrações efluentes			Eficiências de remoção			Equivalente populacional (habitantes)	Referências
	DQO (mg.L ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	DQO (%)	DBO (%)	SST (%)		
Índia	202	60	150	63	67	70	93,500	Pandey and Dubey (2014)
Índia	139 - 567	57 - 159	72 - 452	29 - 75	45 - 79	40 - 70	-	Khan <i>et al.</i> (2014)
Brasil	283	-	132	58	-	49	3,047	Silva <i>et al.</i> (2013a)
Brasil	114	38	132	79	84	59	70,000	Rosa <i>et al.</i> (2012)
Brasil	251	98	85	65	74	71	24,000	Oliveira & von Sperling (2011)
Índia	515	115	113	41	50	47	-	Mungray and Patel (2011)
Índia	405	153	167	44	40	36	-	Mungray and Patel (2011)
Índia	145 - 250	55 - 75	160 - 240	45	60	34	-	Walia <i>et al.</i> (2011)
Colômbia	-	60	-	-	77	-	320,000	WERF (2010)
Brasil	170	66	75	58	68	56	544,000	Franco (2010)
Brasil	247	97	112	62	67	54	-	Van Lier <i>et al.</i> (2010)
Índia	285	121	357	46	41	49	-	Van Lier <i>et al.</i> (2010)
Brasil	190	70	60	60	65	61	1,000,000	Chernicharo <i>et al.</i> (2009)
Colômbia	144	-	81	58	-	65	-	Peña <i>et al.</i> (2006)
Brasil	181	75	127	64	74	51	24,719	Baréa & Alem Sobrinho (2006)
Brasil	106	69	-	72	72	-	150,000	Carraro (2006)
Brasil	161	66	-	77	78	-	-	Tachini <i>et al.</i> (2006)
Índia	403	130	380	47	50	7	55,000 -	Sato <i>et al.</i> (2006)
Oriente médio	221	83	63	71	70	85	-	Nada <i>et al.</i> (2006)
Índia	-	-	-	61	61	66	-	Khalil <i>et al.</i> (2006)
Jordânia	632	-	180	58	-	62	-	Halalseh <i>et al.</i> (2005)
Brasil	237	64	127	60	69	52	3,808	Busato (2004)
Brasil	202	-	80	67	-	61	18,000	Florenco <i>et al.</i> (2001)
Colômbia	177	69	72	66	78	69	9,000	Peña <i>et al.</i> (2000)
México	-	-	-	70 - 80	-	-	-	Monroy <i>et al.</i> (2000)
-	106-632 [212]	38-153 [70]	60-380 [120]	41-79 [61]	40-84 [69]	7-85 [59]	-	Faixa de concentrações e eficiências de remoção ^a

^aIntervalo entre valores mínimos e máximos observados, com mediana reportada entre colchetes.

A despeito das reconhecidas vantagens quanto à implantação e operação de reatores UASB, alguns aspectos ainda carecem de aprimoramento, a exemplo da recuperação do metano dissolvido no efluente e da remoção de espuma do interior do separador trifásico. Estes tópicos não são objeto de discussão desta pesquisa.

Segundo dados disponibilizados pela COPASA (2015), cerca de 40% da vazão total de esgoto sanitário coletada na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) é tratada com a utilização de sistemas UASB/FBP (Figura 2-3a). Em uma análise mais detalhada, nota-se que os principais processos empregados na região, em termos de vazão de projeto, são os lodos ativados convencionais seguidos pelo sistema UASB/FBP (Figura 2-3b). Adicionalmente, segundo diagnósticos realizados pela Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM, 2010; FEAM, 2011; FEAM, 2013 a, b) nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Velhas, Pará e Paraopeba, aproximadamente 43% das estações de tratamento de esgoto em fase de projeto ou obras, à época, empregavam a tecnologia UASB/FBP (meio suporte FBP: brita nº 4). De fato, a consolidação deste fluxograma anaeróbio-aeróbio de tratamento de esgoto doméstico figura como importante alternativa para o incremento do tratamento de efluentes, sobretudo em países em desenvolvimento e considerando soluções descentralizadas (KASSAB *et al.*, 2010; KHAN *et al.*, 2011).

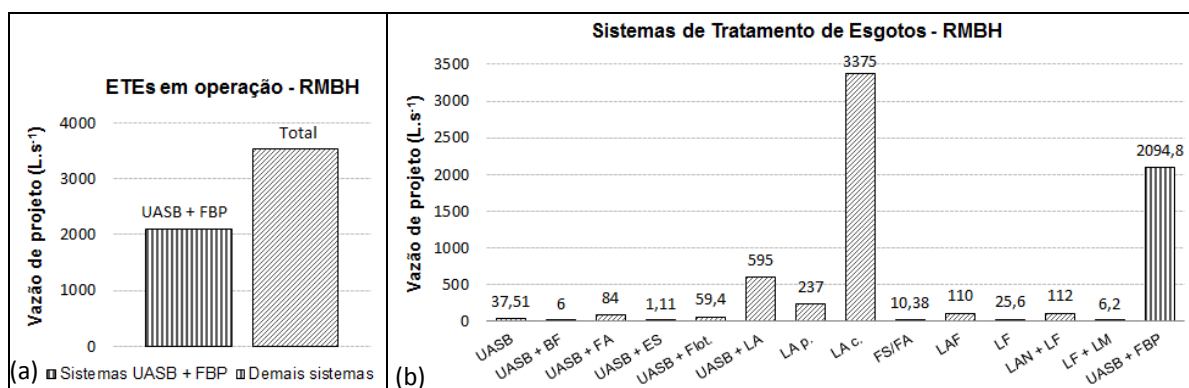


Figura 2-3 Aplicabilidade do sistema UASB/FBP para o tratamento de esgoto sanitário – contexto da RMBH. (a) vazão tratada nas ETEs em operação e (b) vazão tratada por diferentes sistemas de tratamento, com destaque para o fluxograma UASB/FBP.

Especificamente quanto à remoção de nitrogênio amoniacal, bem como nitrogênio total em FBPs pós-reatores UASB, o desenvolvimento de meio suporte baseado em espuma de poliuretano tem apresentado resultados promissores, inclusive com aplicações em escala plena (UEMURA & HARADA, 2010; OKUBO *et al.*, 2015). O aspecto central reside nos mecanismos de retenção de microrganismos de crescimento lento, conforme discussão a seguir (item 2.4.4).

2.4.2 Breve consideração sobre sistemas descentralizados

As estações de tratamento de esgoto de menor porte ($> 25 \text{ L.s}^{-1}$) constituem a grande parcela (62 %) das ETEs implantadas no Brasil. Entre estas, cerca de 42% têm vazões de projeto entre 0,1 e 5 L.s^{-1} (NOYOLA *et al.*, 2012). Este panorama permite inferir sobre a tendência em se alcançar níveis mais elevados de tratamento de esgotos no país via utilização de sistemas descentralizados. Sob esta perspectiva, os sistemas compactos UASB/FBP podem ser uma importante alternativa, sobretudo para pequenas comunidades, onde os aspectos de facilidade de construção e simplicidade operacional são relevantes. Cabe destacar a elevada confiabilidade destes sistemas sob baixos requisitos de manutenção, quando do emprego de meios suportes baseados em espumas de poliuretano no pós-tratamento (FBP) (ALMEIDA *et al.*, 2012). De fato, esta é uma importante característica da tecnologia, visto a evidência de que pequenas ETEs possuem dificuldades quanto ao atendimento de padrões de lançamento, provavelmente associadas ao despreparo de operadores (NOYOLA *et al.*, 2012; CHERNICHARO *et al.*, 2015)

De forma complementar, alguns benefícios da descentralização podem ser elencados: (i) menores investimentos em redes coletoras e estações elevatórias; (ii) maior flexibilidade de adaptação visto os menores horizontes de projeto; (iii) maior possibilidade de participação social, gerando comprometimento quando ao sistema de esgotamento sanitário (p. ex: redução de descarte de substâncias tóxicas na rede coletora) (VAN LIER & LETTINGA, 1999; CHERNICHARO *et al.*, 2015).

2.4.3 Filtros biológicos percoladores com meio suporte de retenção intersticial (espuma de poliuretano), aplicados ao pós-tratamento de efluentes anaeróbios

2.4.3.1 Histórico de desenvolvimento

A utilização de espumas de poliuretano como meio suporte de FBPs pós-reatores UASB, tratando esgoto doméstico, remonta ao desenvolvimento do denominado sistema DHS ('*Downflow Hanging Sponge*'). Tal sistema foi concebido pelo grupo de pesquisa coordenado pelo professor Harada, nas universidades de Tohoku e Nagaoka (Japão), com a primeira publicação no ano de 1997 (AGRAWAL *et al.*, 1997). As principais características associadas ao uso de meios suportes baseados em espuma de poliuretano, em FBPs pós-reatores UASB discutidas no item 2.4.4.

Na Figura 2-4 apresenta-se a síntese de evoluções do sistema DHS. A primeira geração (G1), conhecida como '*cube type*' (AGRAWAL, *et al.*, 1997; ARAKI *et al.*, 1999), consistia de uma

série de cubos de espuma (1,5 cm) conectados diagonalmente por fios de nylon. A segunda geração (G2), conhecida como '*curtain type*' (MACHDAR *et al.*, 2000; UEMURA *et al.*, 2002), consistia de tiras de espuma de poliuretano de seção triangular (75 cm de comprimento e lados de 3 cm) aderidas a uma placa plástica (altura: 2 m). Estas duas primeiras versões são notadamente marcadas por dificuldades relacionadas à ampliação de escala.

A terceira geração (G3) ou '*random type*' (TAWFIK *et al.*, 2006a), consistia de pequenas peças cilíndricas de espuma (27 mm de altura x 22 mm de diâmetro) envoltas em uma estrutura plástica de polipropileno (PP). Quanto à quarta geração (G4), conhecida como '*box modules*' (TANDUKAR *et al.*, 2005; TANDUKAR *et al.*, 2006b), peças de espuma de poliuretano (2,5 cm x 2,5 cm x 50 cm) foram colocadas no interior de uma estrutura plástica, dispostas na horizontal. A quinta geração (G5), por sua vez, representou um aperfeiçoamento da estrutura desenvolvida para a G2, sendo as cortinas de espuma colocadas lado a lado segundo um determinado espaçamento (4 cm), conformando um bloco (TANDUKAR *et al.*, 2007). A sexta geração (G6), denominada '*rigid sponge media*', consistiu em uma modificação da concepção G3 (ONODERA *et al.*, 2014). Nesta versão, foi utilizada uma espuma de poliuretano rígida, copolimerizada com resina epóxi, de modo a evitar a estrutura plástica de contenção. Estas versões parecem ser restritivas em termos de custos de fabricação, visto à experiência quanto à estruturação da espuma de poliuretano desenvolvida ao longo deste trabalho.

Os principais resultados publicados do sistema DHS encontram-se discriminados e discutidos adiante, nos itens 2.4.3.2, 2.4.3.3 e 2.5.

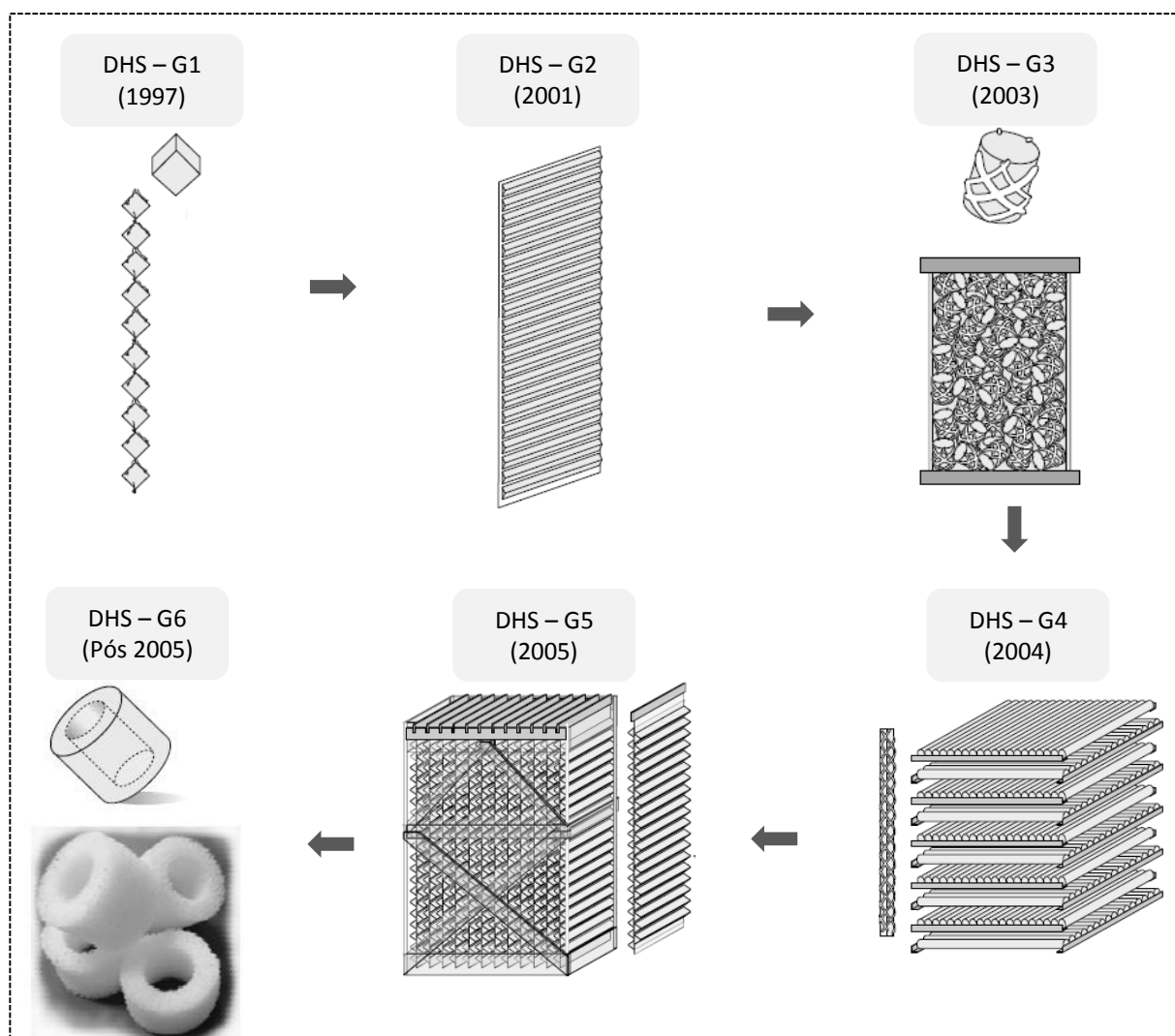


Figura 2-4 Histórico de desenvolvimento do sistema DHS. Fonte: Adaptado de Uemura & Harada (2010).

2.4.3.2 Principais resultados associados à produção de lodo excedente e cargas de sólidos efluentes

Os meios suportes de retenção intersticial de biomassa, notadamente as espumas de poliuretano, possuem elevada área específica e porosidade. Tais propriedades parecem ser relevantes para a melhoria de desempenho em sistemas biológicos de tratamento de efluentes, sobretudo em função do potencial de retenção de sólidos, associado à elevada da idade do lodo no sistema. Este aspecto pode inclusive potencializar o processo de desnitrificação heterotrófica, por sua vez associado à respiração endógena como fonte de carbono (TANDUKAR *et al.*, 2007).

Uma caracterização mais detalhada dos mecanismos responsáveis pela baixa produção de lodo verificada em FBPs preenchidos com espuma de poliuretano é realizada a seguir, no item 2.4.4. A apresentação da Tabela 2-8 objetiva consolidar os resultados de produção de lodo de excesso e cargas volumétricas de sólidos efluentes de FBPs pós-reactores UASB, com foco em unidades preenchidas com meio suporte de retenção intersticial de biomassa.

Tabela 2-8 Produção de lodo excedente e cargas volumétricas de sólidos efluentes de FBPs pós-reatores UASB (foco em unidades com meios suportes de retenção intersticial)

Idade do lodo (d)	TDH (h)	Carga orgânica volumétrica (kgDQO.m ³ _{espuma} .d ⁻¹)	Produção de lodo excedente (kgSST.kgDQO ⁻¹ _{removida})	Carga de sólidos efluente (kgSST.m ⁻³ _{reator} .d ⁻¹)	Presença de decantador secundário (DS)	Referência
-	2,0	0,82-1,33	0,06-0,20 ^a	0,05	Sem DS	Almeida <i>et al.</i> (2013)
-	0,3	0,82-1,33	0,15-0,52	0,14		Almeida <i>et al.</i> (2013) ^b
-	-	0,76 ^c	0,38	-		Almeida <i>et al.</i> (2011)
168	2,7	1,6	0,09	0,04		Tawfik <i>et al.</i> (2006a)
-	-	1,6	0,28	0,5		Silva & Gonçalves (2005) ^a
47	2,0	2,03	0,08	0,07	Com DS	Onodera <i>et al.</i> (2014)
> 135	3,2	0,85	0,18	0,05		Onodera <i>et al.</i> (2013)
38	2,9	6,8	0,39	-		Tawfik <i>et al.</i> (2011) ^d
64	5,8	3,6	0,26	-		Tawfik <i>et al.</i> (2011) ^d
109	11,7	1,9	0,19	-		Tawfik <i>et al.</i> (2011) ^d
69	-	-	0,06	-		Uemura & Harada (2010)
-	-	0,43	0,45	1,49		Almeida (2007)
-	-	0,24	0,26	0,61		Almeida (2007)
90-125	2,5	2,17	0,10	0,09		Tandukar <i>et al.</i> (2007)
90-100	1,3 – 4,0	2,03 – 3,15	0,27-0,4 ^e	0,07 – 0,30		Tandukar <i>et al.</i> (2006a)
-	-	3,1	0,66	0,42		Pontes & Chernicharo (2006) ^f
38-135 [82]	1,3-11,7 [3,1]	0,24-6,80 [2,03]	0,06-0,45 [0,19]	0,05-1,49 [0,07]		Faixas típicas: fluxogramas com DS*
-	2,0-2,7 [2,4]	0,82-1,60 [1,47]	0,09-0,38 [0,28]	0,04-0,50 [0,05]		Faixas típicas: fluxogramas sem DS*

*Intervalo entre valores mínimos e máximos observados, com mediana reportada entre colchetes.

^akgSSV.kgDQO⁻¹removida; ^bMeio suporte utilizado: *Rotopack* (meio plástico - aderência estritamente superficial). Não contabilizado para a identificação de faixas típicas; ^ckgDBO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹; ^dSistema DHS tratando águas cinzas, sem pré-tratamento (composição similar à do esgoto bruto típico concentrado); ^ekgSSV.kgDBO⁻¹removida; ^fMeio suporte utilizado: brita nº 4 (aderência estritamente superficial). Não contabilizado para a identificação de faixas típicas.

A produção de lodo de excesso em FBPs com espumas de poliuretano (pós-reatores UASB), considerando a influência da etapa de decantação secundária (DS), aproxima-se daquela verificada para reatores anaeróbios, cuja biomassa apresenta baixo crescimento celular (Y) (CHERNICHARO, 2007). Uma análise dos sistemas com fluxograma simplificado (sem DS) permite identificar uma produção mediana de lodo da ordem de 0,28 kgSST.kgDQO⁻¹_{removida}. Trata-se de um valor relativamente baixo se comparado a faixa típica entre 0,25 a 0,88 kgSST.kgDQO⁻¹_{removida} para reatores aeróbios (lodos ativados, biodiscos, biofiltros aerados submersos, filtros biológicos percoladores de alta taxa) pós-UASB (GONÇALVES *et al.*, 1998; GONÇALVES *et al.*, 2001; METCALF & EDDY, 2003; TANDUKAR *et al.*, 2007). Tal característica tende a favorecer a consolidação de fluxogramas sem a etapa de decantação secundária, sobretudo para sistemas descentralizados.

2.4.3.3 Principais resultados operacionais e características associadas à remoção conjunta de matéria carbonácea e nitrogenada, em fluxograma com decantador secundário

Os meios suportes de retenção intersticial de biomassa destacam-se pela maior idade do lodo (> 100 dias), maior TDH (p.ex.: 2,5 h) e elevada concentração de biomassa, até 10 vezes superior ao processo de lodos ativados (ALMEIDA, 2012; ONODERA *et al.*, 2013). Ainda que o percentual de biomassa inativa possa alcançar 40% com o uso de espumas de poliuretano (CHAE *et al.*, 2012), o sistema tende a reter uma notável maior quantidade de biomassa/m³reator, em comparação à FBPs com crescimento de biomassa superficialmente aderida (p.ex.: uso de meios plásticos).

Na Tabela 2-9 são consolidados os principais resultados operacionais, cargas orgânicas volumétricas e demais características de sistemas UASB/FBP, considerando a utilização de meio suporte baseado em espuma de poliuretano no pós-tratamento. Tais sistemas foram submetidos à vazão constante e com a presença da etapa de decantação secundária.

Podem ser destacados alguns resultados, a exemplo dos reportados por Tandukar *et al.* (2006a, 2007). Em um sistema UASB/DHS tratando esgotos sanitários, a eficiência de remoção dos parâmetros DBO, DQO e SST, foi da ordem de 95%, 85-90%, e 70-90%, respectivamente. Para a nitrificação, Tandukar *et al.* (2006a) relataram eficiências de remoção de 70% de N-amoniacal, a uma COV aplicada de 2,0 kgDQO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹. Especificamente quanto a diferenças de desempenho entre as gerações G1 e G6 do sistema DHS, estas não podem ser constatadas, visto às distintas condições operacionais submetidas aos aparatos experimentais.

De forma geral, nota-se que COV até aproximadamente 2,0 kgDQO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹ (em torno de 0,76 kgDQO.m⁻³_{reator}.d⁻¹) estão associadas a eficiências de nitrificação superiores à 70%. Logo, FBPs preenchidos com meio suporte baseado em espumas de poliuretano parecem garantir um maior desempenho em termos de remoção de N-amoniacal, mesmo com COVs aplicadas em faixas nas quais os FBPs preenchidos com meios plásticos ou leito de pedras produziram eficiências de remoção inferiores à 50% (item 2.2.1). Uma possível explicação pode estar associada às melhores condições para o crescimento da biomassa nitrificante nos sistemas DHS em virtude da maior idade do lodo, tempo de detenção do líquido e disponibilidade de oxigênio (MACHDAR *et al.*, 1997; TANDUKAR *et al.*, 2006a).

Cabe destacar que o decréscimo de cargas orgânicas aplicadas guarda relação com o incremento da remoção de N-amoniacal até determinado limite. Tawfik *et al.* (2008) observaram que a redução da COV aplicada de 2,6 para 1,6 kgDQO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹ acarretou em um incremento de

29% na eficiência de remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Contudo, o decréscimo da COV aplicada para $1,3 \text{ kgDQO.m}^{-3}_{\text{espuma.d}^{-1}}$ não foi acompanhado por aumento na eficiência de nitrificação. Tal fato pode ser explicado por uma possível limitação de substratos ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ e alcalinidade) para os organismos quimiolitotróficos nos compartimentos finais do FBP. A redução de populações de bactérias oxidadoras de amônia e, conseqüentemente, das taxas de nitrificação, foi observada por Mac Conell *et al.* (2013) em compartimento final de FBP preenchido com espuma de poliuretano, sob baixa COV aplicada.

Ademais, Mac Conell *et al.* (2013) reportam eficiências de remoção de N-amoniacal da ordem de 80% para dois períodos operacionais distintos, com COV de 0,45 e 0,55 $\text{kgDQO.m}^{-3}_{\text{reator.d}^{-1}}$ (49% de espuma), respectivamente. Os autores notaram que a diversidade da comunidade de AOB reduziu-se ao longo do tempo, entretanto, o desempenho para remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ permaneceu inalterado. Em contrapartida, tal diversidade pode ser importante para a estabilidade operacional quando de baixas COV aplicadas.

Especificamente quanto ao volume de espuma utilizado ($\text{m}^3_{\text{espuma}}/\text{m}^3_{\text{reator}}$) nos FBPs, pode-se depreender por meio da análise da Tabela 2-9, que aparentemente volumes de espuma inferiores à 38% estão associados a desempenhos inferiores em termos de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada. Todavia, considerando-se a aplicação de COV idênticas ($2,0 \text{ kgDQO.m}^{-3}_{\text{espuma.d}^{-1}}$), com variação apenas do volume de espuma, fica nítida a diferença de desempenho do FBP (TAWFIK *et al.*, 2010). Nesse sentido, os autores verificaram redução das eficiências de remoção de DQO de 80 para 62%, quando da alteração do volume de espuma de 38 para 19%. Nesse esteio, as eficiências de remoção de N-amoniacal reduziram-se de 86 para 38%. Almeida *et al.* (2013) utilizaram um FBP preenchido com 49% de espuma (*Rotosponge*), obtendo eficiências de remoção de N-amoniacal de até 95%, para uma COV aplicada de aproximadamente $0,8 \text{ kgDQO.m}^{-3}_{\text{espuma.d}^{-1}}$.

Em que pesem os resultados com o uso de espumas de poliuretano em FBP pós-UASB, a aplicação de tais meios em escala plena ainda é incipiente. As opções em termos de materiais de enchimento para reatores de maior volume reacional, bem como os custos de aquisição são fatores limitantes (REYMOND *et al.*, 2012).

Tabela 2-9 Principais características e desempenhos de FBPs utilizando espuma de poliuretano como meio suporte, pós-reatores UASB

Escala	Características do FBP		Características operacionais				Concentrações afluentes ao FBP					Concentrações efluentes do FBP [eficiências de remoção - %]				Taxa de remoção de NH ₄ ⁺ -N	Referências
	Meio suporte [poros (mm)]	Volume (m ³) [% espuma]	Altura (m)	CO aplicadas		TAS (m ³ .m ⁻² .d ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	DBO (mL.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	DBO (mL.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	gNH ₄ ⁺ -N.m ⁻³ .d ⁻¹		
				kgDQO.m ⁻³ espuma.d ⁻¹	kgNTK .m ³ .d ⁻¹												
Plena	DHS-G2	31,1 [24,7%]	5,31	2,84	-	21,0	177	53	56	-	37 [79%]	19 [64%]	6 [89%]	-	-	Okubo <i>et al.</i> (2015)	
Piloto	DHS – G6	0,102 [53%]	4,8	1,34	-	-	63	33	15	6,9	25 [60%]	1 [97%]	2 [87%]	0,1 [99%]	81	Yoochatchav al <i>et al.</i> (2014) ^a	
Piloto	DHS – G6 [1,6]	0,046 [33,8%]	4,0	2,03	0,41	12,2	169	44	93	25	48 [68%]	17 [51%]	12 [87%]	4 [84%]	252	Onodera <i>et al.</i> (2014)	
Piloto	DHS – G6 [0,63]	0,86 [53%]	4,0	0,9	0,10	-	113	33	53	27	36 [68%]	12 [64%]	7 [87%]	3 [89%]	180	Onodera <i>et al.</i> (2013)	
Demo.	DHS – G3/G5 [0,89]	0,93-1,62 [31-54%]	-	1,4	-	14,0	147	54	-	-	78 [47%]	34 [37%]	-	-	-	Tanaka <i>et al.</i> (2012) ^b	
Piloto	DHS – G1	2,4 E-4 [30%]	2,0	1,24	-	7,0	106	-	-	19	14 [87%]	-	-	1 [95%]	203	Uemura <i>et al.</i> (2012a)	
Piloto	DHS – G3 [0,63]	0,024 [18%]	3,5	1,84	-	7,6	169	49	84	-	50 [70%]	13 [73%]	11 [87%]	4 [83%]	115	Mahmoud <i>et al.</i> (2011) ^c	
Piloto	DHS – G3 [0,63]	0,024 [18%]	3,5	3,2	-	10,1	-	-	-	-	74 [61%]	-	-	~15 [49%]	-	Mahmoud <i>et al.</i> (2011)	
Piloto	DHS – G3 [0,63]	0,024 [18%]	3,5	4,8	-	15,2	-	-	-	-	94 [52%]	-	-	~20 [27%]	-	Mahmoud <i>et al.</i> (2011)	
Piloto	DHS – G3 [0,63]	0,024 [18%]	3,5	6,2	-	30,3	-	-	-	-	128 [34%]	-	-	~25 [13%]	-	Mahmoud <i>et al.</i> (2011)	
Demo.	DHS – G3	4,3 [31%]	3,0	-	-	-	94	37	41	-	68 [28%]	45 [-21%]	8 [80%]	-	-	Takahashi <i>et al.</i> (2011b) ^b	
Piloto	DHS – G3	0,05 [38,2%]	3,5	2,0	0,29	14,6	226	50	-	28	41 [82%]	33 [67%]	-	4 [86%]	199	Tawfik <i>et al.</i> (2010)	
Piloto	DHS – G3 [0,63]	0,133 [18%]	3,5	3,4	-	7,6	287	-	-	21	121 [58%]	-	-	6 [72%]	180	Mahmoud <i>et al.</i> (2010)	

Escala	Características do FBP		Características operacionais				Concentrações afluentes ao FBP				Concentrações efluentes do FBP [eficiências de remoção - %]				Taxa de remoção de NH ₄ ⁺ -N	Referências
	Meio suporte [poros (mm)]	Volume (m ³) [% espuma]	Altura (m)	CO aplicadas		TAS (m ³ .m ⁻² .d ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	DBO (mL.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	DBO (mL.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	gNH ₄ ⁺ -N.m ⁻³ .d ⁻¹	
Plena	DHS – G2	31,1 [24,7%]	5,31	-	-	-	166	66	53	26	33 [80%]	8 [88%]	6 [89%]	5 [81%]	-	Uemura & Harada (2010) ^d
Piloto	DHS – G3 [0,63]	0,0516 [38%]	3,5	1,6	0,27	12,1	-	-	-	-	-	-	8	3 [88%]	196	Tawfik <i>et al.</i> (2008)
Piloto	DHS – G3 [0,63]	0,0516 [38%]	3,5	2,6	0,36	16,3	-	-	-	-	63	[88%]	21	8 [59%]	204	Tawfik <i>et al.</i> (2008)
Piloto	DHS – G5 [0,63]	0,480 [55%]	4,0	2,17	0,28	11,0	227	41	136	23	62 [73%]	18 [56%]	17 [88%]	9 [61%]	117	Tandukar <i>et al.</i> (2007)
Piloto	DHS – G3 [0,63]	0,0516 [38%]	3,5	1,6	0,13	12,1	178	47	67	21	43 [75%]	12 [75%]	2,3 [97%]	3 [86%]	180	Tawfik <i>et al.</i> (2006a)
Piloto	DHS – G2	0,051	2,0	2,03	-	14,6	167	71	55	40	65 [61%]	28 [61%]	4 [93%]	20 [50%]	240	Tandukar <i>et al.</i> (2006a)
Piloto	DHS – G2	0,051	4,0	3,15	-	20,9	173	75	68	37	69 [60%]	40 [47%]	9 [87%]	10 [73%]	498	Tandukar <i>et al.</i> (2006a)
Piloto	DHS – G4	0,38 [39%]	4,0	2,40	0,49	18,0	-	-	-	-	46 [76%]	17 [74%]	8	[28%]	-	Tandukar <i>et al.</i> (2006b)
Piloto	DHS – G4	0,375 [39%]	4,0	2,34	0,48	18,0	195	66	78	25	46 [76%]	17 [74%]	9 [88%]	18 [28%]	84	Tandukar <i>et al.</i> (2005)
Piloto	DHS – G2	-	-	-	-	-	161	56	51	39	68 [62%]	46 [39%]	10 [83%]	15 [61%]	-	Machdar <i>et al.</i> (2000)
-	-	18%-55% [34%]	2,0-5,31 [3,5]	0,9-6,2 [2,1]	0,1-0,49 [0,29]	7-30,3 [14,6]	63-227 [168]	33-75 [50]	15-136 [56]	6,9-40 [26]	14-128 [56]	1-46 [18]	2-21 [8]	0,1-25 [6]	81-498 [188]	Faixas típicas observadas

*Intervalo entre valores mínimos e máximos observados, com mediana reportada entre colchetes.

^aFBP operado com contribuição direta de esgoto bruto diluído (DBO entre 20 a 50 mg.L⁻¹); ^bOperação com sistema de aeração forçada; ^cForam implantadas placas com espuma de poliuretano no compartimento de decantação do reator UASB, corroborando para a remoção de SST; ^dOperação com razão de circulação igual a 1.

Nota: Todos os trabalhos acima descritos consideram a utilização de decantador secundário no fluxograma operacional

2.4.4 Mecanismos de remoção de poluentes em meios suportes de retenção intersticial

O elevado TDH (≈ 2 h) e idade do lodo (> 100 d) são os principais aspectos associados à potencialidade de meios suportes de retenção intersticial, notadamente as espumas de poliuretano, em garantir incrementos expressivos quanto à remoção de matéria orgânica e nitrogenada em sistemas de pós-tratamento de efluentes anaeróbios. O mecanismo de retenção intersticial, ao passo que corrobora para a elevada idade do lodo do sistema, favorece os processos de lise/hidrólise que proporcionam a redução de sólidos suspensos no efluente final. Nesse sentido, o primeiro passo na sequência de degradação da matéria orgânica é a adsorção, seguida pela hidrólise e difusão do substrato na superfície e interior dos poros da espuma de poliuretano (TAWFIK *et al.*, 2010). Logo, o coeficiente de produção de sólidos tem sido reportado como similar à produção de lodo excedente em reatores anaeróbios (ALMEIDA, 2012; ONODERA *et al.*, 2013). Uemura *et al.* (2012) reportam o desenvolvimento de biofilme no interior dos poros e sobre a superfície da espuma de poliuretano, criando uma longa teia alimentar que está associada à menor produção de lodo no sistema.

Sob este aspecto, os produtos microbianos solúveis (SMPs) oriundos do decaimento de sólidos podem ainda estar associados à remoção de N_{total} no sistema, via metabolismo de bactérias heterotróficas que utilizam o NO_3^- como aceptor de elétrons (TANDUKAR *et al.*, 2007). Em um sistema DHS pós-reator UASB, Araki *et al.* (1999) identificaram que a superfície do biofilme desenvolvido é predominantemente aeróbia, com elevada concentração de oxigênio dissolvido, entretanto um destacado gradiente de concentração de OD ocorre no interior dos poros da espuma de poliuretano, bem como no interior do biofilme desenvolvido em sua superfície, favorecendo a existência de nichos anóxicos para desnitrificação no meio suporte.

Ressalta-se que a transferência de oxigênio à massa líquida é uma característica marcante de filtros biológicos percoladores, sobretudo aqueles preenchidos com meio suporte baseado em espumas de poliuretano. Ainda em vista dos trabalhos de Araki *et al.* (1999) e Machdar *et al.* (2000), foi verificada a presença de OD difundido ($1,0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) em profundidades de até 6000 μm (6,0 mm) a partir da superfície da espuma. A difusão de OD até camadas mais internas do biofilme pode ser um mecanismo auxiliar na degradação de produtos microbianos oriundos do decaimento celular, corroborando para a redução da produção de sólidos (ABBASSI *et al.*, 2000). Adicionalmente, condições de elevada concentração de OD podem favorecer a macrofauna que atua na degradação do lodo retido nos interstícios do meio suporte

(HENDRICKX *et al.*, 2009; ONODERA *et al.*, 2013), aparentemente sem efeitos relatados na diminuição de bactérias nitrificantes no sistema.

As condições ambientais impostas pela utilização de meios suportes de retenção intersticial de biomassa associadas a aplicação de baixas taxas mássicas volumétricas e taxas de aplicação hidráulica superficial, propiciam o desenvolvimento de microrganismos oligotróficos, de crescimento lento e com estrutura celular complexa (K-estrategistas) (KUBOTA *et al.*, 2014; MAC CONELL *et al.*, 2014b; MAC CONELL *et al.*, 2015). Logo, a diversificação de condições ambientais, via gradientes de concentração e redução da disponibilidade de substratos limitantes (matéria orgânica, N-amoniacal, alcalinidade carbonato), é uma característica marcante ao longo da altura de FBPs de baixa taxa, com meio suporte baseado em espuma de poliuretano. A seleção ecológica ao longo do reator é basicamente induzida pelo notável consumo de substratos orgânicos em porções superiores do sistema (elevadas relações A/M), o que permite o desenvolvimento de microrganismos nitrificantes à medida em que a atividade heterotrófica é reduzida.

Um importante aspecto relacionado às espumas de poliuretano reside na agilidade do *startup* do sistema propiciado pela rápida colonização e estabilização do biofilme em meio poroso (CHAE *et al.*, 2008). Nesse sentido, a produção de substâncias extracelulares poliméricas (EPS), essenciais para o desenvolvimento do biofilme, auxilia a rápida fixação inicial de microrganismos na superfície da espuma de poliuretano (RIBEIRO *et al.*, 2005). Complementarmente, Varesche *et al.* (1997) expõem que a retenção de biomassa em meios suportes de espuma é predominantemente física (mecânica), nos quais microcolônias ficam retidas no interior dos poros deste material. Percebe-se então, que estes mecanismos reportados podem atuar concomitantemente, o é que reforçado pelo trabalho de Woznica *et al.* (2010). Na Figura 2-5 pode-se visualizar tais aspectos discutidos, em sistema de pós-tratamento que operou recebendo efluente de reator UASB.

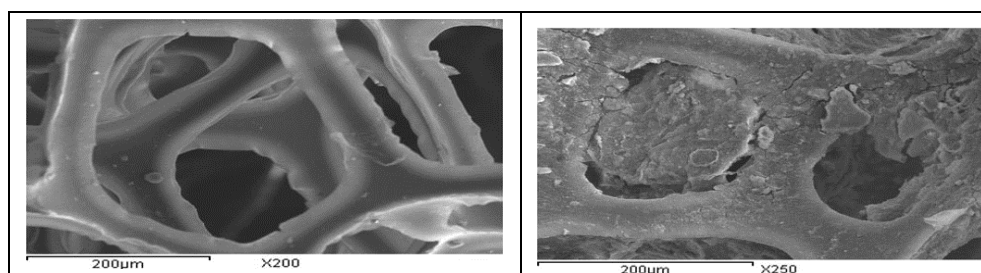


Figura 2-5 Imagens de microscopia eletrônica de varredura. (a) Espumas após *start up* (sistema DHS). (b) Espuma com o desenvolvimento de biomassa, após um ano de operação. Fonte: Tawfik *et al.* (2011).

Um aspecto de relevância quanto à utilização de espumas de poliuretano reside na determinação do tamanho dos poros do meio suporte. Este é um parâmetro de projeto ainda relativamente pouco explorado em vista de ampliações de escala, entretanto, pode ter impactos significativos quanto ao TDH_{real} do sistema. Onodera *et al.* (2014) apontam que espumas com maior tamanho de poros (1,6 mm) estão associadas à melhor transferência de O₂, todavia não são realizados ensaios de avaliação. Em testes com traçadores, Tawfik *et al.* (2006a) notaram incrementos no TDH para espumas com poros de 0,56 mm em comparação àquelas com poros variando entre 0,63 a 1,92 mm. Nesse sentido, Bomo *et al.* (2003) observaram que espumas com poros de maior dimensão tendem a criar menor resistência ao deslocamento do fluido, reduzindo o TDH. Este fator (maior TDH) inter-relaciona-se, em última análise, com os mecanismos de adsorção e favorecimento da predação, responsáveis pela redução de organismos patogênicos em sistemas de retenção intersticial de biomassa (STEVIK *et al.*, 2004).

2.4.5 Considerações sobre o comportamento hidrodinâmico de FBPs

Os filtros biológicos percoladores são, teoricamente, reatores de fluxo em pistão em que a remoção de matéria orgânica (DBO) ao longo da profundidade é bem representada por equações de cinética de primeira ordem (MARA, 2004). Todavia, fenômenos de curto circuito, zonas mortas, dispersão, entre outros, podem comprometer o real volume reacional disponível ao tratamento de efluentes.

Sob este aspecto, testes com traçadores são interessantes para o conhecimento das propriedades reológicas e TDH real de um reator (METCALF & EDDY, 2003). Em avaliações das condições hidrodinâmicas em FBPs de retenção estritamente superficial de biomassa, o traçador mais empregado é o cloreto de lítio, em faixas de concentração de 10 a 60 gLiCl.L⁻¹. Todavia, a utilização de NaCl pode ser preferencialmente empregada visto o menor tempo de resposta, melhores percentuais de recuperação e menor fenômeno de cauda (VIEIRA *et al.*, 2013).

É importante destacar uma diferença crucial entre o padrão de escoamento de líquidos em FBPs com meio suporte de adesão estritamente superficial e FBPs com meio suporte de retenção intersticial de biomassa. Nestes, a dinâmica de escoamento tende a ser mais complexa (TANDUKAR *et al.*, 2006b), considerando a ocorrência de processos dispersivos e advectivos em todo o volume da espuma (ALMEIDA, 2012). Assim, um dos principais atributos de FBPs que empregam espumas de poliuretano como meio suporte está associado ao maior TDH (MACHDAR *et al.*, 2000; TANDUKAR *et al.*, 2006b), em comparação àquelas que adotam

meios suportes convencionais (pedra britada, meios plásticos). Este aspecto associa-se à possibilidade de um melhor contato entre o efluente, a atmosfera e a biomassa retida.

Na Tabela 2-10 são expressos alguns valores de tempos médios de detenção hidráulica observados para FBPs, considerando a retenção de biomassa estritamente por adesão superficial ou retenção intersticial. É possível destacar a potencialidade dos meios suportes baseados em espuma de poliuretano no incremento do TDH em FBPs.

Há que ressaltar, todavia, que os FBPs se tratam de reatores de meio poroso não saturado, para os quais o conceito de tempo de detenção hidráulica não possui aplicabilidade. Os valores abaixo reportados (Tabela 2-10) foram obtidos a partir de avaliações de distribuição de tempos de residência (DTR) via ensaios com traçadores, relacionados à função do tipo pulso (estímulo-resposta). Os dados provenientes de tais ensaios permitem o posterior cálculo de um $TDH_{teórico}$ (LEVENSPIEL, 2000; METCALF & EDDY, 2003).

Tabela 2-10 Tempos médios de detenção hidráulica observados para FBPs com meios suportes de adesão de biomassa estritamente superficial e intersticial

Meio suporte	TAS ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	$TDH_{teórico}$ (min)	TDH_{real} (min)	Referências
DHS – G6	12,2	84	39	Onodera <i>et al.</i> (2014) ^a
DHS – G6	12,2	84	67	Onodera <i>et al.</i> (2014) ^b
<i>Rotopack (meio plástico)</i>	10-12	30	18	Almeida <i>et al.</i> (2013)
<i>Rotosponge</i>	10-12	290	120	Almeida <i>et al.</i> (2013)
Pedra britada (nº 4)	2,2	-	23	Vieira <i>et al.</i> (2013)
Pedra britada (nº 4)	4,5	-	15	Vieira <i>et al.</i> (2013)
Pedra britada (nº 4)	9,0	-	13	Vieira <i>et al.</i> (2013)
DHS – G2	7,0	120	83	Uemura <i>et al.</i> (2012a) ^{a,c}
DHS – G2	7,0	120	100	Uemura <i>et al.</i> (2012a) ^{b,c}
DHS – G2	7,0	120	79	Uemura <i>et al.</i> (2012a) ^{a,d}
DHS – G2	7,0	120	93	Uemura <i>et al.</i> (2012a) ^{b,d}
DHS – G4	18,0	120	30	Tandukar <i>et al.</i> (2006b) ^a
DHS – G4	18,0	120	80	Tandukar <i>et al.</i> (2006b) ^b
<i>Cross-flow (meio plástico)</i>	21,6	-	0,5	Del Pozo <i>et al.</i> (2002)
Meios plásticos	22 – 82	-	15 - 3	Séguret <i>et al.</i> (2000)
Pedra britada	20 – 31	-	9 - 5	Séguret <i>et al.</i> (2000)
Anéis randômicos	3 – 12	-	9 - 6	Vasel & Schrobiltgen (1991)

^aApós partida do sistema, sem retenção de biomassa; ^bApós período operacional superior a 100 dias.

^cSuperfície específica das espumas de poliuretano: $120 \text{ cm}^2 \cdot \text{cm}^{-3}$

^dSuperfície específica das espumas de poliuretano: $43 \text{ cm}^2 \cdot \text{cm}^{-3}$

Como caracterizado por Uemura *et al.* (2012) e Onodera *et al.* (2014), o aumento da quantidade de biomassa retida no FBP com espuma de poliuretano incrementa o TDH do sistema via melhoria das propriedades reológicas do reator, em vista da distribuição mais homogênea do

líquido e decréscimo de zonas mortas não-funcionais. Uma das possíveis explicações pode estar associada à diminuição do potencial hidrofóbico das espumas ao passo que o biofilme se constitui no interior e superfície dos poros. Observação similar quanto ao aumento do TDH em virtude da maior quantidade de biomassa retida, foi efetuada por Séguret *et al.* (2000), avaliando FBPs em escala plena preenchidos com anéis plásticos randômicos.

Sob este prisma, avaliando um sistema DHS (G4) pós-reator UASB, Tandukar *et al.* (2006b) identificaram significativa diferença entre o TDH registrado para a espuma de poliuretano logo após a partida do sistema e aquele verificado após a retenção de biomassa (> 100 dias operacionais). No referido estudo, o $TDH_{teórico}$ para a condição inicial (*start up*) foi de 2,0 h, ao passo que o TDH_{real} foi de 0,5 h, aferido em ensaio de traçador com cloreto de sódio. A fração de zonas mortas e número de dispersão registrados foram 33% e 0,10, respectivamente.

Adicionalmente, ressalta-se que o comportamento hidrodinâmico de FBPs guarda íntima relação com a taxa de distribuição do líquido (fator SK - '*dosing rate*') (DEL POZO *et al.*, 2002). Logo, valores elevados de fator SK podem implicar em curtos circuitos hidráulicos e conseqüentemente, incremento de zonas mortas no reator.

2.5 Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por FBP sem decantador secundário

A operação de FBP sem a etapa de decantação secundária tem se mostrado uma importante alternativa à simplificação de sistemas compactos UASB/FBP (ALMEIDA *et al.*, 2011; CHERNICHARO & ALMEIDA, 2011; PONTES & CHERNICHARO, 2006; SILVA & GONÇALVES, 2005). Assim como o uso de lamelas no reator UASB (ver item 2.1), a operação sem decantadores secundários intenciona o controle dos sólidos no próprio volume reacional. Ambas as possibilidades contribuem para a simplificação de sistemas UASB/FBP, o que potencializa o uso da tecnologia no caso de ETEs descentralizadas ou de menor porte. A maior simplicidade operacional advém basicamente da não-necessidade do gerenciamento do lodo secundário no fluxograma da estação de tratamento de esgotos. Este é um aspecto de grande relevância, visto à necessidade de um rigoroso controle da massa de lodo anaeróbico em operações de retorno do lodo secundário (CHERNICHARO *et al.*, 2014).

Cabe ainda ressaltar que as condições operacionais requeridas para a operação de sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários assemelham-se às condições requeridas para nitrificação nos FBP, notadamente pela aplicação de reduzidas cargas orgânicas volumétricas

(COV) (ALMEIDA *et al.*, 2009; ALMEIDA *et al.*, 2011). Neste caso, a possibilidade de eliminação do decantador secundário deve implicar em um redirecionamento de investimentos para a construção de maiores volumes reacionais de FBP e/ou aquisição de meios suportes com maior potencial de retenção da biomassa.

A Tabela 2-11 apresenta valores de COV e taxas de aplicação superficiais (TAS) para sistemas UASB/FBP sem decantador secundário. Cabe ressaltar que os sistemas UASB/FBP abaixo elencados foram submetidos à vazão constante, o que reforça a necessidade de avaliações da simplificação operacional (operação sem decantador secundário) considerando um hidrograma típico de vazões.

Tabela 2-11 Condições operacionais para FBP pós-reatores UASB, operando sem a etapa de decantação secundária

TAS aplicada (m ³ .m ⁻² .d ⁻¹)	COV aplicada (kgDBO.m ³ reator.d ⁻¹)	Escala [População equivalente]	Referência
4,1 – 9,3	0,11 – 0,23	Demonstração [≈ 250 – 550 hab]	Vieira (2013)
10	0,12	Demonstração [≈40 hab]	Almeida <i>et al.</i> (2013)
12	0,20	Demonstração [≈40 hab]	Almeida <i>et al.</i> (2013)
7,3 – 11,4	0,06 – 0,15	Plena [≈ 60.000 hab]	Almeida (2012) ^b
4,1	0,08	Demonstração [≈ 250]	Vieira <i>et al.</i> (2011)
10 – 12	0,11 – 0,37	Demonstração [≈ 40 hab]	Chernicharo e Almeida (2011)
10 – 20	0,16 – 0,38	Demonstração [≈70 hab]	Almeida <i>et al.</i> (2009)
25,1	2,0	Piloto [≈ 10 hab]	Pontes e Chernicharo (2006)
8,9 - 47,2	0,8 - 4,5 ^a	Piloto [≈ 5 hab]	Silva e Gonçalves (2005)
10 - 20 [11]	0,11 – 0,38 [0,18]	Faixa de TAS e COV aplicadas: meio suporte de retenção intersticial*	
4,1 – 25,1 [9,7]	0,06 – 2 [0,14]	Faixa de TAS e COV aplicadas: meio suporte de aderência superficial*	

*Intervalo entre valores mínimos e máximos observados, com mediana reportada entre colchetes.

^aEm termos de kgDQO.m³.d⁻¹. Não contabilizado para identificação das faixas típicas.

^bApesar do sistema trabalhar sob condições de regime variável de vazão, esteve em subcarga (TDH UASB entre 10 a 15h)

Nesta perspectiva, são destacados os bons resultados operacionais provenientes de sistemas UASB seguido de FBP, considerando a utilização de meio suporte baseado em espuma de poliuretano, sem a etapa de decantação secundária, conforme retratado na Tabela 2-12:

Tabela 2-12 Desempenho de sistemas UASB/FBP operando sem decantador secundário, em regime de vazão constante

Concentrações efluentes - Reator UASB (mg.L ⁻¹)				Concentrações efluentes - FBP (mg.L ⁻¹)				Eficiência global (UASB/FBP) (%)				Meio suporte	Referência
DBO	DQO	SST	NH ₄ ⁺ -N	DBO	DQO	SST	NH ₄ ⁺ -N	DBO	DQO	SST	NH ₄ ⁺ -N		
48	132	71	32	33	94	55	26	86	85	77	16	Brita nº 4 ^g	Vieira (2013) ^f
60	150	60	36	17	50	20	2	97	87	90	95	<i>Rotosponge</i>	Almeida <i>et al.</i> (2013) ^c
60	150	60	36	56	110	52	22	75	75	79	40	<i>Rotopack</i> ^g	Almeida <i>et al.</i> (2013) ^c
60	150	60	36	17	50	20	7	97	87	90	80	<i>Rotosponge</i>	Almeida <i>et al.</i> (2013) ^c
60	150	60	36	56	110	52	22	75	75	79	40	<i>Rotopack</i> ^g	Almeida <i>et al.</i> (2013) ^c
-	-	-	-	50	100	50	-	90	90	80	-	Brita nº 4 ^g	Almeida (2012) ^e
68	189	68	26	51	132	48	16	79	71	79	38	Brita nº 4 ^g	Vieira <i>et al.</i> (2011) ^d
58	160	40	-	25	70	20	-	88	80	88	-	<i>Rotosponge</i>	Chernicharo e Almeida (2011) ^c
51	174	51	32	28	82	18	28	89	85	91	13	<i>Rotosponge</i>	Almeida <i>et al.</i> (2009) ^c
55	176	67	29	24	74	47	22	89	86	80	24	DHS	Almeida <i>et al.</i> (2009) ^c
59	173	91	22	24	60	39	12	89	85	78	44	DHS	Almeida <i>et al.</i> (2009) ^c
63	139	32	-	43	115	54	-	86	78	-	-	Brita nº 4 ^g	Pontes e Chernicharo (2003) ^a
-	137	67	-	-	≤ 130	≤ 100	-	-	≥ 66	≥ 75	-	Brita nº 4 ^g	Silva e Gonçalves (2005) ^b
51-60 [59]	150-176 [167]	40-91 [60]	22-36 [32]	17-28 [24]	50-82 [65]	18-47 [20]	2-28 [12]	88-97 [89]	80-87 [86]	78-91 [89]	13-95 [44]	Faixas de concentrações e eficiências de remoção: meio suporte de retenção intersticial*	
48-68 [60]	132-189 [145]	31-71 [64]	26-36 [34]	33-56 [51]	94-132 [110]	48-55 [52]	16-26 [22]	75-90 [83]	71-90 [77]	77-80 [79]	16-40 [39]	Faixas de concentrações e eficiências de remoção: meios suportes de aderência superficial*	

*Intervalo entre valores mínimos e máximos observados, com mediana reportada entre colchetes.

^aTDH UASB: 5,6 h; ^bTDH UASB: 7,0 h; ^cTDH UASB: 8,5 h; ^dTDH UASB: 5,0 h; ^eTDH UASB: 10,0 a 15,0 h; operado sob regime de vazão variável; ^fTDH UASB: 7,0 h

^gMeio suporte de aderência estritamente superficial

Uma análise conjunta das condições operacionais presentes na Tabela 2-11 com os resultados reportados na Tabela 2-12, permite concluir que COV inferiores a $0,25 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{reator}} \cdot \text{d}^{-1}$ conduzem a eficiências de remoção de N-amoniaco superiores a 50%, considerando a utilização de meios suportes baseados em espuma de poliuretano. Para tais cargas orgânicas aplicadas, a uma TAS entre $10\text{-}12 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, Almeida (2012) identificou que o uso de espumas de poliuretano em FBP conduziu a níveis de confiabilidade da ordem de 95 a 99% para o atendimento dos padrões de qualidade de $100 \text{ mgSST} \cdot \text{L}^{-1}$ e $20 \text{ mgNH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$, reforçando a potencialidade de simplificação do fluxograma operacional. Em contrapartida, ressalta-se que sistemas operados sob TAS superiores a $15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ tendem a apresentar resultados não satisfatórios quanto ao atendimento ao padrão de lançamento de efluentes em termos de SST, provavelmente em virtude do incremento do fenômeno de *sloughing*.

Aparentemente, as condições operacionais ideais ao estabelecimento do processo de nitrificação permitem a operação sem a etapa de decantação secundária. As faixas típicas de eficiências de remoção de DBO, DQO e SST identificadas foram de 88-97%, 80-87% e 78-91%, para os sistemas com meio suporte de espuma de poliuretano, com concentrações efluentes consideravelmente inferiores aos padrões ambientais de lançamento em coleções hídricas.

Em consonância com as discussões realizadas no item 2.2.1, nota-se que para a remoção conjunta de matéria orgânica e N-amoniaco em FBPs com meio suporte de adesão superficial, os limites de COV são consideravelmente restritivos se comparados àqueles passíveis de serem aplicados em FBPs com meio suporte de retenção intersticial de biomassa. Adicionalmente, a retenção de sólidos deve ser destacada para estes últimos, com visíveis reduções das concentrações de SST efluentes (mediana em torno de $20 \text{ mgSST} \cdot \text{L}^{-1}$).

2.6 Análise crítica da literatura e contribuições do presente estudo

2.6.1 Implicações do uso de decantação de alta taxa no reator UASB e gerenciamento do lodo anaeróbio

Apesar de claros os benefícios associados à decantação de alta taxa, as aplicações de tal estrutura em reatores UASB ainda é incipiente. Não há critérios de projeto consolidados, como para estações de tratamento de água, bem como as experiências publicadas na literatura são pouco conclusivas, sobretudo em vista da aplicação em escala piloto e sob regime de vazão constante. Entretanto, a inserção de decantação de alta taxa poderia conferir maior confiabilidade a sistemas de pós-tratamento, visto a possível menor perda de sólidos no efluente. Ao passo que se aumenta a retenção de sólidos, o controle da massa de lodo no reator tende a ser um aspecto crucial.

Contribuição esperada a partir deste trabalho

Avaliação da melhoria de desempenho em termos da redução de concentrações de sólidos efluentes em reator UASB, visto a implantação de decantação de alta taxa, mesmo em situações onde o descarte de lodo de excesso não é realizado com a frequência requerida.

2.6.2 Meio suporte baseado em espumas de poliuretano para aplicação em FBPs pós-reatores UASB

Apesar do sistema DHS (FBP com espumas de poliuretano) ser referenciado como solução de baixo custo para países em desenvolvimento, nota-se que para a efetiva ampliação de escala uma melhor compreensão acerca da espuma de poliuretano a ser utilizada, bem como esforços no sentido da estruturação do meio suporte, ainda são necessários. As recentes tentativas realizadas em relação ao sistema DHS, a exemplo do reportado por Yoochatchaval *et al.* (2014), ainda necessitam ser aprimoradas, sobretudo quanto a aspectos relacionados aos custos de aquisição do meio suporte e simplicidade construtiva.

Tendo em vista que o uso de espumas de poliuretano pode elevar os custos de implantação da ETE, o meio suporte deve incorporar vantagens, de forma que a sua aplicabilidade seja viável, em comparação com outros tipos de materiais de enchimento. A menor produção de sólidos pelo sistema UASB/FBP e o aumento da robustez da tecnologia para a operação sem decantadores secundários podem ser aspectos potenciais a serem incluídos em um estudo de

viabilidade. Adicionalmente, caso o uso do decantador secundário seja uma opção, é possível que os custos com o desaguamento do lodo sejam reduzidos pela menor produção de sólidos.

Contribuição esperada a partir deste trabalho

A avaliação de diferentes espumas de poliuretano, com vistas à seleção do material mais adequado, tendo em vista as condições do estudo, é fundamental antes de um efetivo *scale-up*. Adicionalmente, a pesquisa pretende contribuir no desenvolvimento de um meio suporte autoportante para FBPs, considerando aspectos para a produção industrial.

2.6.3 Operação de sistemas UASB/FBP, considerando meios suportes baseados em espuma de poliuretano e eliminação de decantadores secundários

A operação de sistemas UASB/FBP que empregam espuma de poliuretano, sob regimes típicos de vazão afluyente observados em ETEs de escala plena, tem sido pouco abordada na literatura. A realização de testes com vazão variável em sistemas em escala de demonstração é de grande relevância no sentido de reduzir as incertezas para a transferência da tecnologia, bem como para a melhor compreensão das tendências observadas em regime de vazão constante.

A operação de sistemas UASB/FBP sem decantação secundária é uma possibilidade abordada na literatura. No entanto, os sistemas têm sido testados basicamente sob condições de COVs relativamente baixas e em regime de vazão constante. Em ensaios nos quais os FBPs são submetidos a transientes de vazão, observa-se uma alteração de comportamento do sistema, principalmente para o processo de nitrificação. Condições operacionais em termos de aplicação de cargas orgânicas em FBPs ainda devem ser melhor avaliadas, tendo em vista os padrões de lançamento mais flexíveis, principalmente para concentrações de sólidos suspensos totais (SST: 100 mg.L^{-1}) e N-amoniaco (valor assumido: 20 mg-N.L^{-1}).

Contribuição esperada a partir deste trabalho

Entende-se que as tendências positivas observadas quanto a possibilidade de simplificação do fluxograma de projeto de sistemas UASB/FBP, considerando a utilização de meio suporte baseado em espuma de poliuretano no pós-tratamento, necessitam ser avaliadas sob a influência de hidrograma típico de vazões. Adicionalmente, a avaliação da confiabilidade do sistema, considerando a imposição de condições operacionais mais restritivas (elevadas COV) em termos da remoção de matéria orgânica e N-amoniaco, pode ser um importante aspecto.

3 OBJETIVOS

3.1 *Objetivo geral*

Avaliar o comportamento de sistemas UASB/FBP submetidos a hidrograma típico de vazão, considerando reatores UASB com e sem decantação de alta taxa, seguidos por filtros biológicos percoladores preenchidos com meio suporte de espuma de poliuretano, sem a etapa de decantação secundária.

3.2 *Objetivos específicos*

- Avaliar a influência do uso de decantador lamelar (DL) na melhoria da qualidade do efluente do reator UASB, considerando elevação gradativa da massa de lodo anaeróbio no interior do compartimento de digestão.
- Avaliar a influência de características físicas de espumas de poliuretano (tamanho de poros) na remoção de matéria orgânica e bactérias indicadoras de contaminação fecal em módulos-piloto, sob cargas orgânicas mais elevadas, pós-reator UASB.
- Avaliar o desempenho de sistemas UASB/FBP, sem decantador secundário, para a remoção de matéria orgânica e N-amoniacal, com a aplicação de cargas orgânicas mais elevadas nos FBPs.

4 HIPÓTESES E PREMISAS

Em vista de uma análise crítica da revisão de literatura, foram estabelecidas as premissas e hipóteses sintetizadas na Tabela 4-1, associadas aos objetivos específicos delineados no item 3.2.

Tabela 4-1 Premissas e hipóteses norteadoras da pesquisa

Objetivos específicos	Premissas	Hipóteses
<p>Avaliar a influência do uso de decantador lamelar (DL) na melhoria da qualidade do efluente do reator UASB, considerando elevação gradativa da massa de lodo anaeróbio no interior do compartimento de digestão.</p> <p style="text-align: right;"><i>Capítulo 6</i></p>	<p>Reatores UASB operados com hidrograma típico de vazão tendem a possuir concentrações efluentes mais elevadas em termos de matéria orgânica e sólidos. Nesse sentido, o aumento efetivo da área útil para sedimentação de partículas no compartimento de decantação do reator anaeróbio, constitui uma alternativa para a maior retenção de sólidos.</p>	<p>(1) A utilização de decantador de alta taxa no compartimento de decantação do reator UASB, permite reter partículas não removidas no compartimento de decantação convencional, reduzindo a carga de sólidos efluente nos períodos de vazão máxima e/ou quando o acúmulo de sólidos no compartimento de digestão do reator UASB é observado.</p>
<p>Avaliar a influência de características físicas de espumas de poliuretano na remoção de matéria orgânica e bactérias indicadoras de contaminação fecal em módulos-piloto sob cargas orgânicas mais elevadas, pós-reator UASB.</p> <p style="text-align: right;"><i>Capítulo 7</i></p>	<p>Espumas com poros de maior dimensão (> 0,63 mm) tendem a possibilitar maior transferência de oxigênio, podendo resultar em maior atividade microbiana no FBP. Em contraponto, espumas de menor tamanho dos poros (< 1,0 mm) podem representar uma alternativa para a remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal (CT e <i>E. coli</i>), pelo incremento da retenção e adsorção de frações particuladas.</p>	<p>(2) O uso de espumas de poliuretano com dimensão de poros igual ou inferior a 0,5 mm é suficiente a melhoria da qualidade do efluente do UASB/FBP, em termos de remoção de matéria orgânica e indicadores de contaminação fecal.</p>
<p>Avaliar o desempenho de sistemas UASB/FBP, sem decantador secundário, para a remoção de matéria orgânica e N-amoniacal, com a aplicação de cargas orgânicas mais elevadas nos FBPs.</p> <p style="text-align: right;"><i>Capítulo 8</i></p>	<p>A elevada idade do lodo em FBPs com espuma de poliuretano resulta em menores concentrações de sólidos no efluente de sistemas UASB/FBP, aumentando a probabilidade de atendimento a padrões de lançamento em termos de matéria orgânica, mesmo sem a utilização de decantadores secundários (<i>regime de vazão constante</i>). Para a remoção de N-amoniacal, os FBPs preenchidos com meio suporte baseado em espuma de poliuretano tendem a apresentar elevada atividade nitrificante, ainda que sob a aplicação de cargas orgânicas razoavelmente mais elevadas do que em FBPs preenchidos com meio suporte de aderência estritamente superficial.</p>	<p>(3) Os sistemas UASB/FBP sem decantador secundário, considerando a utilização de meios suportes baseados em espuma de poliuretano no FBP, são capazes de atender consistentemente a padrões de lançamento de matéria orgânica e N-amoniacal, mesmo quando submetidos a hidrograma típico de vazão e cargas orgânicas afluentes à etapa de pós-tratamento relativamente mais elevadas.</p>

5 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo apresenta-se o delineamento experimental da pesquisa, considerando os aparatos experimentais utilizados, a metodologia de coleta e análises laboratoriais, bem como as condições operacionais impostas aos sistemas investigados. Aspectos adicionais associados ao desenvolvimento de cada etapa da pesquisa são apresentados nos respectivos capítulos.

5.1 Área de estudo

A pesquisa foi desenvolvida no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA (CePTS), implantado junto à Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE Arrudas), em Belo Horizonte/MG. Uma fração do esgoto bruto recebida pela ETE Arrudas é direcionada às unidades experimentais do CePTS, após passar pelo tratamento preliminar composto por grade grossa manual, grade fina mecanizada e desarenador.

5.2 Etapas da pesquisa

Em face dos aspectos de relevância a serem investigados no sistema compacto UASB/FBP foram estabelecidas as seguintes etapas para a realização da pesquisa (Tabela 5-1):

Tabela 5-1 Etapas de desenvolvimento da pesquisa

Etapas	Aspectos básicos
Etapa 1 (156 dias): Avaliação da influência do decantador lamelar na melhoria da qualidade do efluente do reator UASB <i>(Desenvolvimento em escala de demonstração)</i>	<ul style="list-style-type: none">▪ A influência do decantador lamelar na qualidade do efluente do reator UASB operado com um hidrograma típico de vazão foi avaliada, considerando a elevação gradativa da massa de lodo anaeróbio.▪ Foram comparadas as concentrações efluentes do reator UASB com e sem decantador de alta taxa, para os parâmetros SST, SSed e DQO.
Etapa 2 (134 dias): Avaliação da influência de características físicas de espumas de poliuretano para o desempenho de FBP <i>(Desenvolvimento em escala piloto)</i>	<ul style="list-style-type: none">▪ Efetuou-se um estudo comparativo, em escala piloto, considerando três diferentes tipos de espuma de poliuretano, em termos de densidade e tamanho de poros. Esta etapa permitiu identificar a espuma utilizada para a fabricação do meio suporte utilizado em escala de demonstração.▪ A produção de sólidos, a remoção complementar de matéria orgânica, a remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal e inferências sobre a remoção de N-amoniaco foram comparativamente avaliadas.
Etapa 3 (82 dias): Avaliação do desempenho de sistemas UASB/FBP, sem decantador secundário, sob hidrograma típico de vazão <i>(Desenvolvimento em escala de demonstração)</i>	<ul style="list-style-type: none">▪ O sistema UASB/FBP foi avaliado de forma comparativa visando observar diferenças de desempenho entre os FBPs que recebiam efluente advindo dos decantadores do reator UASB com e sem lamelas. O sistema foi avaliado em condições de excesso e reduzida massa de lodo no reator UASB.▪ Os FBPs foram operados de maneira a verificar o estabelecimento da nitrificação em condições de elevada carga orgânica aplicada.

5.3 Descrição do aparato experimental e condições operacionais

5.3.1 Descrição geral

Um reator UASB seguido por pós-tratamento foi utilizado para a realização das etapas da pesquisa (Tabela 5-1). Na Etapa 1, o aparato experimental era composto apenas pelo reator UASB. Na Etapa 2, parte do efluente do reator UASB com decantador de alta taxa era encaminhado para um sistema composto de três módulos-piloto, em paralelo, constituídos respectivamente por diferentes espumas de poliuretano. Na Etapa 3, o efluente do reator UASB era encaminhado para os dois FBPs acoplados ao reator UASB, compondo assim um sistema UASB/FBP compacto em escala de demonstração. A Figura 5-1 apresenta o fluxograma do aparato experimental considerando todas as etapas da pesquisa. Os itens a seguir descrevem os sistemas de interesse para o desenvolvimento de cada etapa.

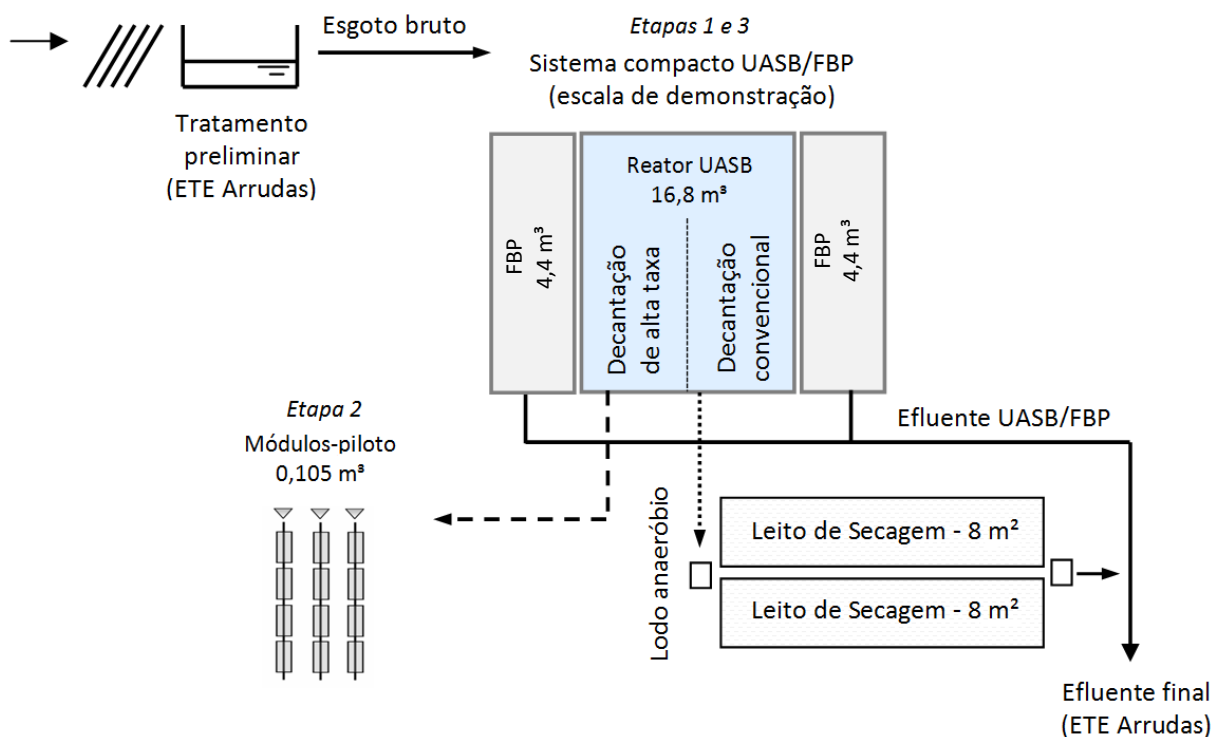


Figura 5-1 Fluxograma geral do aparato experimental utilizado na pesquisa.

5.3.2 Reator UASB com decantador de alta taxa

O reator UASB utilizado na pesquisa (confeccionado em aço-carbono) possuía $16,8 \text{ m}^3$, com dimensões de $2,50 \text{ m}$ (comprimento) x $1,40 \text{ m}$ (largura) e $4,50 \text{ m}$ (altura útil). O reator foi dimensionado para um equivalente populacional de 380 habitantes (per capita de esgoto igual a $125 \text{ L.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$). A operação do reator anaeróbio foi inicializada considerando a massa mínima de lodo, equivalente a 120 kgSTV , assumindo uma atividade metanogênica específica de $0,20$

kgDQO-CH₄.kgSTV⁻¹.d⁻¹ (SOUTO, 2007), bem como uma carga orgânica afluyente estimada de 25 kgDQO.d⁻¹ (baseada em séries históricas de monitoramento de esgoto bruto no CePTS).

Em um dos compartimentos de decantação do reator UASB foi inserido um decantador de alta taxa (lamelar), constituído por placas paralelas executadas em fibra de vidro (Figura 5-2). O decantador lamelar foi projetado para a retenção de partículas cuja velocidade de sedimentação (V_s) fosse maior ou igual a 70% da velocidade ascensional média do líquido no compartimento de decantação (V_a). Tal velocidade (V_a), por sua vez, era igual a 0,68 m.h⁻¹ para as condições de vazão aplicadas no presente estudo. Neste caso, com base nos cálculos teóricos assume-se que todas as partículas com velocidade de sedimentação igual ou superior a 0,48 m.h⁻¹ (70% de 0.68 m.h⁻¹) deveriam ser retidas no reator UASB.

O dimensionamento do decantador de alta taxa foi baseado nos critérios de taxa equivalente (velocidade crítica de sedimentação) e máxima velocidade de arraste, conforme apresentado por Richter e Netto (1991). Em virtude das escassas experiências reportadas na literatura acerca da utilização de decantadores lamelares em ETEs, o dimensionamento da estrutura foi baseado no que se aplica às estações de tratamento de água (ETA). Assim, as características dimensionais do decantador lamelar utilizado na pesquisa devem ser vistas com ressalvas, uma vez que os sólidos em suspensão provenientes de reatores UASB podem possuir propriedades de sedimentação consideravelmente distintas. Uma vez predefinida a largura total do decantador e a distância entre as placas paralelas, o número de canais formados pode ser obtido a partir da Equação 5.1.

$$N = \frac{A \operatorname{sen}\theta}{a \cdot d} \quad (5.1)$$

Em que:

N = número de canais formados entre placas paralelas (n)

A = área superficial útil (m²)

Θ = ângulo de inclinação das placas (graus)

a = largura total do decantador (m)

d = distância entre placas paralelas (m)

A determinação da área superficial útil é dada pela Equação 5.2:

$$A = \frac{Q}{F \cdot V_s} \quad (5.2)$$

Em que:

$$Q = \text{vazão (L.s}^{-1}\text{)}$$

$$F = \text{fator de forma [para placas paralelas: } F = \text{sen}\theta (\text{sen}\theta + L \text{cos}\theta)\text{]}$$

$$V_s = \text{velocidade de sedimentação (70\% da velocidade ascensional média do líquido: } 0,7 \times 0,68 \text{ m.h}^{-1} = 0,48 \text{ m.h}^{-1}\text{)}$$

Assim, o comprimento total do decantador é dado por:

$$C = l \cdot \cos\theta + \frac{N \cdot d + (N+1) \cdot e}{\text{sen}\theta} \quad (5.3)$$

Em que:

C = comprimento total do decantador (m)

L = comprimento do elemento tubular (m)

e = espessura das placas (m)

As dimensões obtidas a partir das fórmulas acima necessitam ser avaliadas por meio da conferência da velocidade longitudinal no interior dos elementos tubulares em conjunto com a velocidade longitudinal máxima, considerando-se o regime hidráulico laminar. A descrição desta etapa de cálculo é detalhadamente apresentada em Richter e Netto (1991). Os principais parâmetros de projeto utilizados no dimensionamento do decantador de alta taxa podem ser sintetizados na Tabela 5-2.

Tabela 5-2 Parâmetros utilizados para o dimensionamento do decantador de alta taxa

Critério	Unidade	Valor
Vazão média de projeto	m ³ .d ⁻¹	45,5
Velocidade crítica de sedimentação escolhida	m.h ⁻¹	0,48
Taxa de escoamento através do vertedor de saída	L.s ⁻¹ .m ⁻¹	0,7 ^a
Ângulo de inclinação das placas paralelas	Graus	60
Comprimento das placas paralelas	m	0,65
Comprimento total do decantador	m	2,40
Espaçamento	m	0,12
Número de canais formados	Un	19
Número de Reynolds (NR)	Adimensional	86
Velocidade longitudinal ^b	cm.s ⁻¹	0,050
Velocidade longitudinal máxima	cm.s ⁻¹	0,043

^a Valor aferido para a condição de vazão máxima, considerando a calha coletora de efluentes do reator UASB, composta por vertedores triangulares de soleira delgada (Thompson). ^b Em vista do regime hidráulico laminar (NR = 86) e dos valores próximos entre velocidade longitudinal máxima (0,043 cm.s⁻¹) e velocidade longitudinal entre placas (0,050 cm.s⁻¹), considerou-se satisfatório o dimensionamento da estrutura de decantação de alta taxa.

As placas que constituíam a estrutura (Figura 5-2) foram dispostas em um ângulo de 60° com a horizontal, espaçadas por 12 cm, com comprimento útil de 59 cm e perfazendo todo o comprimento do reator UASB no referido compartimento de decantação (área superficial útil = $1,2 \text{ m}^2$).

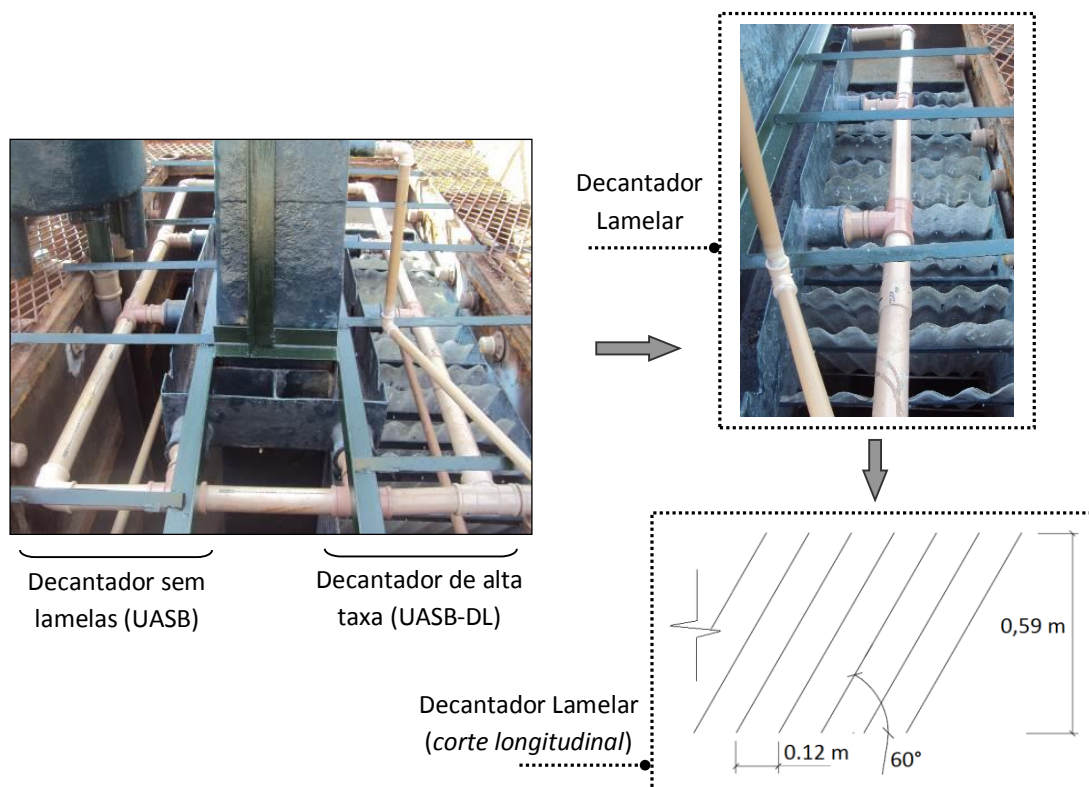


Figura 5-2 Compartimentos de decantação do reator UASB sem e com decantador de alta taxa.

5.3.3 Módulos-piloto de espumas

Os módulos-piloto de espumas (Figura 5-3) eram constituídos por três placas plásticas verticais (espaçamento 1,5 cm), às quais foram aderidas peças retangulares de espumas de poliuretano (dimensões: 0,49 m (comprimento) x 0,025 m (largura) e 0,15 m (altura)) com diferentes características físicas em termos de tamanho de poros e densidade (Tabela 5-3). Cada placa possuía 8 (oito) peças de espuma de mesma especificação.

O efluente do reator UASB com decantador lamelar (UASB-DL) era distribuído sobre as espumas por meio de canaletas de PVC com vertedores triangulares. O controle de vazão afluente (*regime de vazão constante*) era efetuado por meio de bombas peristálticas digitais de 600 rpm. Os módulos-piloto foram operados sem o uso de decantadores secundários.

A avaliação comparativa entre os três tipos de espumas de poliuretano, em termos de remoção de carga orgânica, coliformes totais, *E. coli* e produção de sólidos, tinha o objetivo de subsidiar

a escolha de um tipo de espuma de poliuretano para o desenvolvimento do meio suporte (ver item 5.3.4) utilizado para o preenchimento dos FBPs em escala de demonstração. Os módulos-piloto foram utilizados para o atendimento do objetivo específico 2.

O monitoramento do sistema UASB-DL e módulos-piloto ocorreu preliminarmente ao monitoramento dos FBPs em escala de demonstração, possibilitando a escolha da espuma de poliuretano de melhor desempenho para o desenvolvimento do meio suporte. A Tabela 5-3 descreve as principais características das espumas testadas no módulo-piloto.

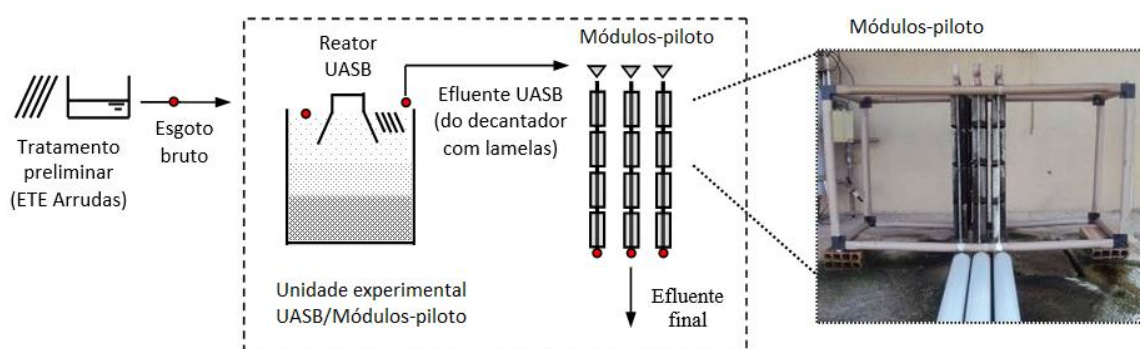


Figura 5-3 Fluxograma esquemático do sistema UASB-DL seguido pelos módulos-piloto de espuma. (Pontos de coleta indicados por círculos vermelhos).

Tabela 5-3 Características das espumas de poliuretano utilizadas nos módulos-piloto

Espuma	Densidade (kg.m ⁻³)	Tamanho dos poros (mm)	Breve descrição
Espuma - 25 (Filtral)	25	1,0	Espuma de poliuretano com abertura de células (poros) via processo químico. Porosidade superior a 90%.
Espuma - 23	23	≤ 0,5	Espuma com tamanho intermediário de poros entre as Espumas 23 e Filtral, entretanto sem rigoroso controle de qualidade industrial acerca deste. Porosidade superior a 90%.
Espuma - 12	12	< 0,5	Espuma de poliuretano com o menor tamanho de poros, entretanto sem rigoroso controle de qualidade industrial acerca deste aspecto. Porosidade superior a 90%.

5.3.4 Filtros Biológicos Percoladores (FBPs) em escala de demonstração

Os FBPs em escala de demonstração utilizados na pesquisa como pós-tratamento dos efluentes do reator UASB possuíam dimensões de 2,50 m (comprimento) x 0,55 m (largura) e 3,5 m (altura). Como parte do sistema compacto UASB/FBP, estas unidades foram inicialmente dimensionadas para a aplicação de uma $COV_{méd}$ de 1,0 kgDBO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹, a uma $TAS_{méd}$ de 11,5 m³.m⁻².d⁻¹. Apenas um dos FBPs recebeu o efluente do reator UASB considerando a influência do decantador lamelar. Portanto, o outro FBP recebeu o efluente anaeróbico de um

reator UASB convencional (compartimento de decantação sem lamelas). O fluxograma operacional não contemplava a etapa de decantação secundária (Figura 5-4).

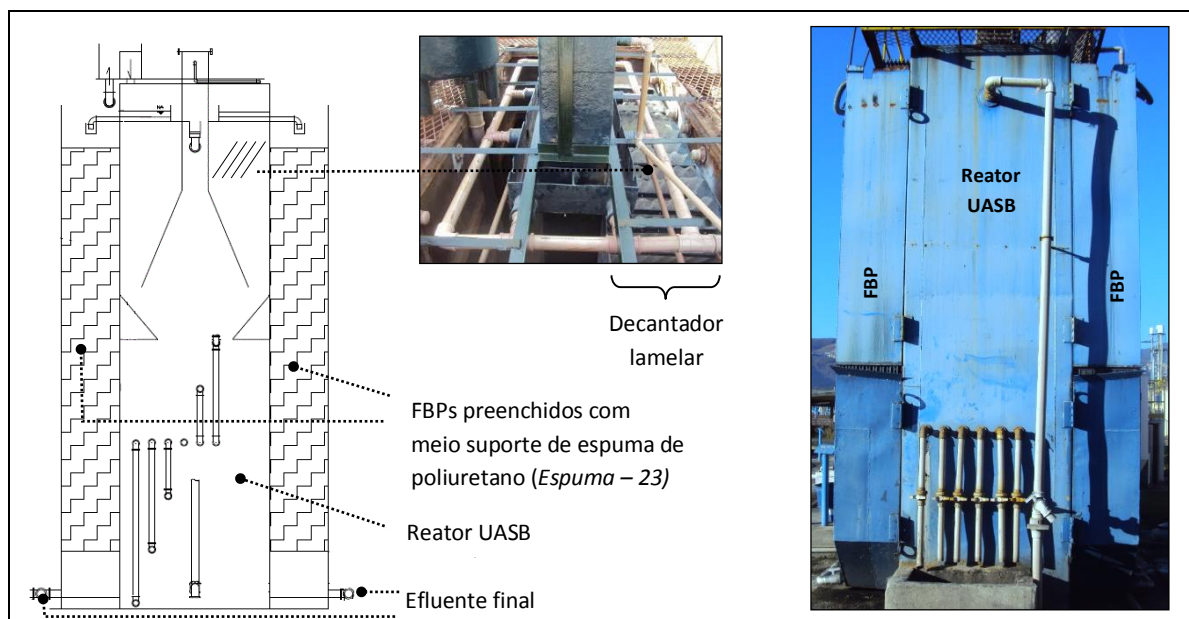


Figura 5-4 Sistema compacto UASB/FBP sem a etapa de decantação secundária.

Em relação às aberturas para garantia da circulação de ar através do meio suporte (ventilação natural), os FBPs possuíam uma abertura intermediária (situada a 1,50 m do fundo), cuja área era superior a 15 % da área horizontal do fundo da unidade, acrescida de quatro aberturas de fundo (DN 50 mm), cuja área era inferior a 1% da área superficial do FBP (ver Figura 5-8, adiante). Em virtude dos bons resultados de incorporação de OD à massa líquida registrados para FBPs com espuma de poliuretano (capítulo 2), associados ao maior requerimento de oxigênio nos primeiros volumes reacionais, optou-se por esta configuração de ventilação.

Adicionalmente, para a obtenção de perfis de parâmetros físico-químicos dos efluentes dos FBPs foram instalados 4 pontos de amostragem a cada 1,15 m ao longo de sua altura (Figura 5-5). Tais perfis objetivaram caracterizar a conversão de matéria orgânica e compostos da série nitrogenada nos volumes reacionais dos FBPs. A avaliação foi efetuada com base em duas ou três campanhas amostrais, a depender do parâmetro investigado, entre os dias operacionais 71 e 78.

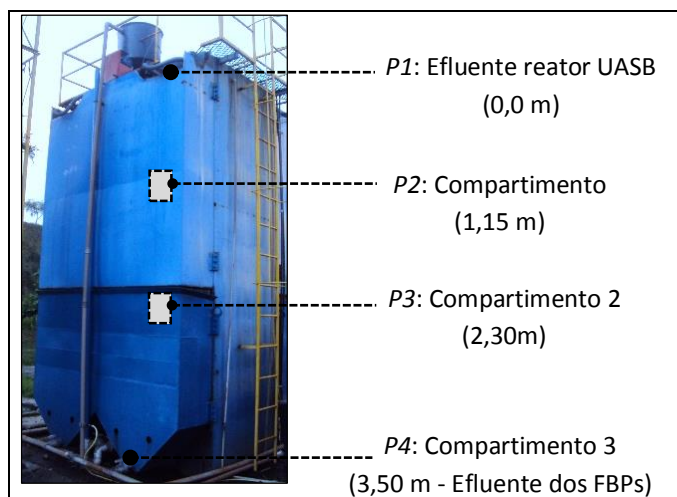


Figura 5-5. Compartimentos de amostragem para composição de perfis verticais de parâmetros físico-químicos

Distribuidor mecanizado. A distribuição do efluente na superfície dos filtros biológicos percoladores foi efetuada com o uso de distribuidores mecanizados (Figura 5-6) os quais tiveram sua velocidade ajustada para uma taxa de dosagem de líquido (fator SK) de aproximadamente 11 mm/passagem, conforme recomendado para FBPs de baixa taxa (WEF, 2000) (discutido no item 2.2.5). Isto implica que, a cada 23 segundos, aproximadamente, o meio suporte recebia uma carga hidráulica.

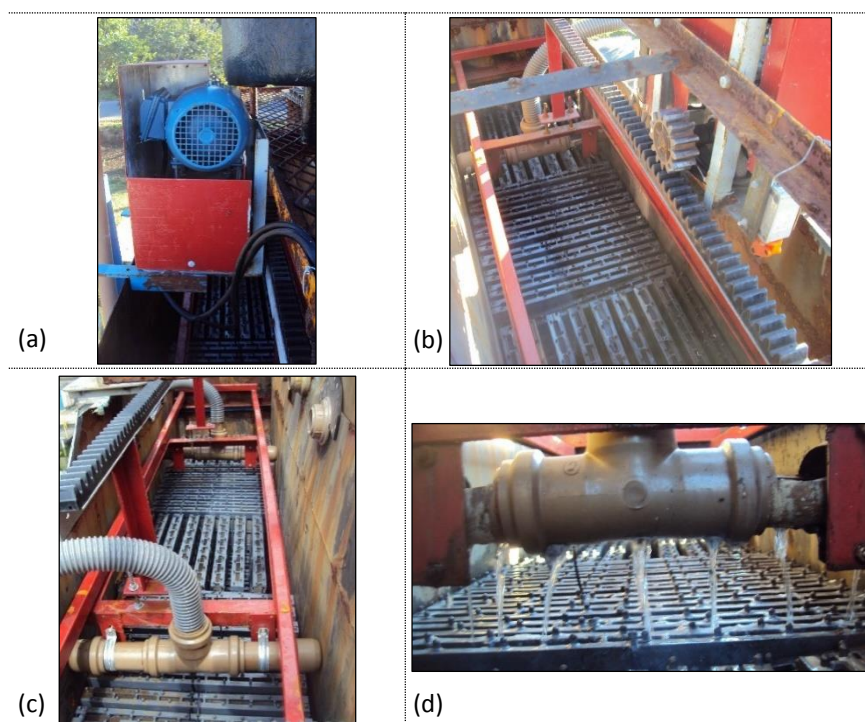


Figura 5-6 Sistema de distribuição mecanizada de efluentes para o FBP, em escala de demonstração. (a) Motor elétrico de acionamento; (b) e (c) Detalhes da engrenagem de acionamento, cremalheira de rolamento e conjunto de distribuidores; (d) Detalhe da distribuição homogênea do líquido sobre a superfície do meio suporte.

Meio suporte. O desenvolvimento do meio suporte utilizado na presente pesquisa foi baseado em trabalho iniciado por Almeida (2007), no âmbito do grupo de pesquisas em tratamento de águas residuárias do DESA/UFMG, e nas experiências com o sistema DHS, conforme histórico discutido no item 2.4.3. Nota-se que a estruturação da espuma de poliuretano para o efetivo preenchimento de filtros biológicos percoladores é uma necessidade premente para a ampliação de escala, aspecto que norteou as tentativas efetuadas no âmbito do presente trabalho. A Figura 5-7 retrata um breve histórico do processo de desenvolvimento do meio suporte baseado em espuma de poliuretano, contemplando ainda aspectos associados à presente pesquisa.

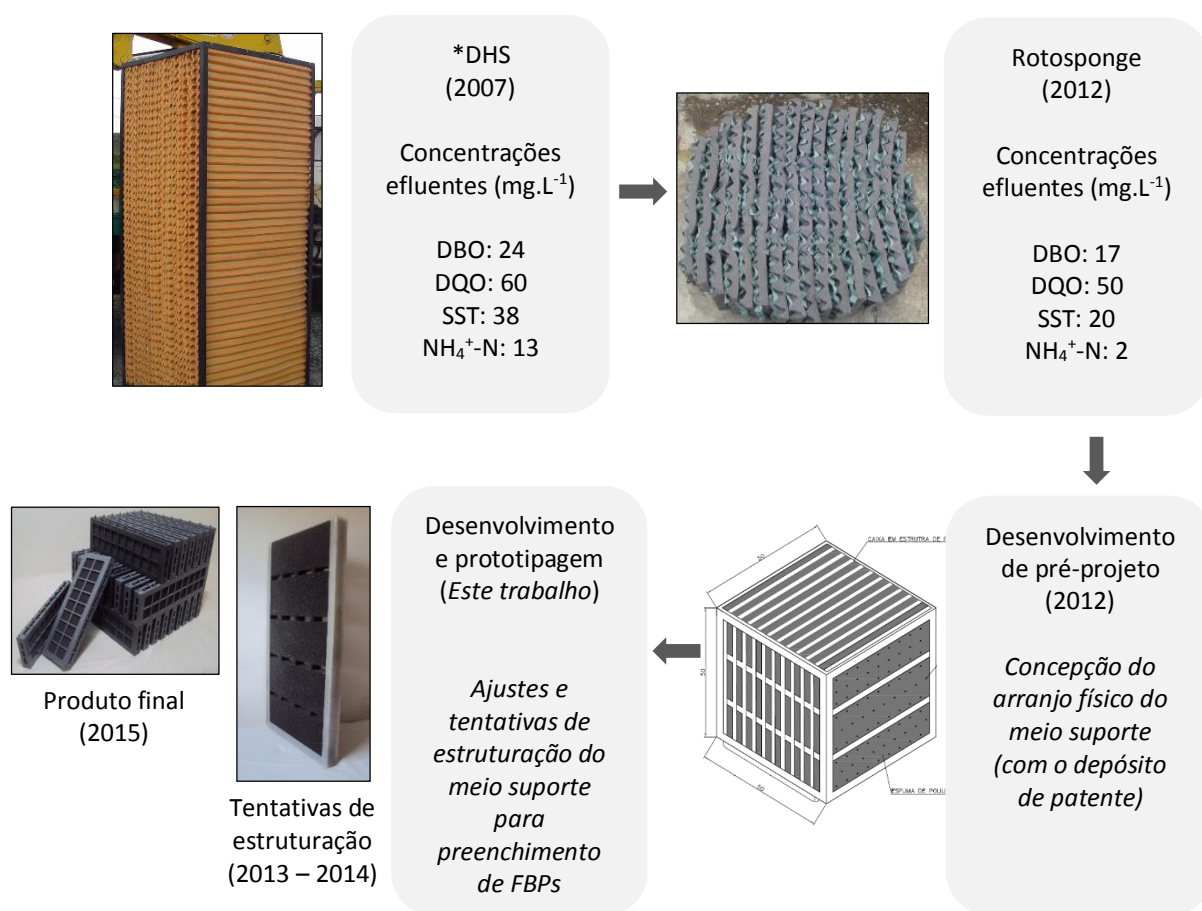


Figura 5-7 Breve histórico do desenvolvimento de meio suporte baseado em espuma de poliuretano para FBP's pós-reatores UASB. *O sistema DHS foi confeccionado conforme MACHDAR *et al.* (2000).

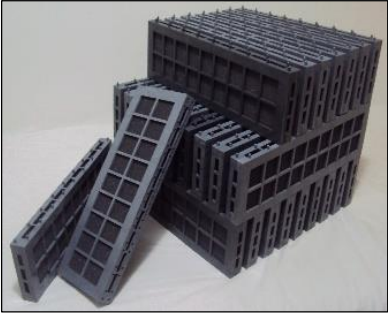
Nesta etapa, o desenvolvimento do meio suporte foi norteado pelas seguintes diretrizes:

- *Integridade estrutural e montagem:* desenvolvimento de estrutura modular autoportante que facilite a montagem em campo, empregando uma menor relação volume de espuma/volume de plástico. Adicionalmente, os materiais que compõem o produto devem ser compatíveis com a exposição a efluentes de reatores UASB;

- *Incremento da atividade biológica e desempenho operacional*: garantir elevada idade do lodo e tempo de detenção hidráulica no sistema de pós-tratamento para maior atividade microbiana e remoção conjunta de matéria orgânica e N-amoniacal.
- *Simplificação operacional de sistemas UASB/FBP*: permitir a operação de sistemas UASB/FBP sem a etapa de decantação secundária, sobretudo para sistemas descentralizados.
- *Viabilidade econômica*: O custo final de implantação dos FBPs com o uso da tecnologia proposta dever ser competitivo diante de outras soluções atualmente praticadas.

Dessa maneira, a sequência de evoluções (Figura 5-7) culminou no atual desenvolvimento e fabricação de protótipo em linha industrial do meio suporte. Este, por sua vez, é basicamente constituído por lâminas de espuma de poliuretano confinadas em estrutura plástica autoportante, em polipropileno (PP). A finalidade da estrutura plástica é garantir a integridade estrutural do meio suporte, visando ainda reduzir os custos com concreto armado associados aos volumes reacionais de FBPs. Na Tabela 5-4 são apresentadas as principais características do material. A Figura 5-8 mostra uma representação do enchimento dos FBPs com o meio suporte.

Tabela 5-4 Principais características do meio suporte baseado em espuma de poliuretano fabricado em linha industrial

Características	Meio suporte	Imagem do material
Peso específico (kg.m ⁻³)	88	
Peso específico após colonização da espuma de poliuretano (kg.m ⁻³) ^a	536	
Área superficial específica (m ² .m ⁻³)	96 ^b - 5000 ^c	
Índice de vazios (%)	98	
Densidade aparente da espuma de poliuretano (kg.m ⁻³)	23	
Tamanho dos poros da espuma de poliuretano (mm)	≈ 0,5	

^aPeso específico considerando avaliações efetuadas no meio suporte *Rotosponge* (1800 dias de operação).

^bÁrea superficial específica desconsiderando-se a área criada pelas fibras de poliuretano (ver Figura 2.5, item 2.4.4)

^cEstimativa baseada em metodologia de cálculo proposta por Moon *et al.* (2010), considerando-se as fibras da espuma de poliuretano.

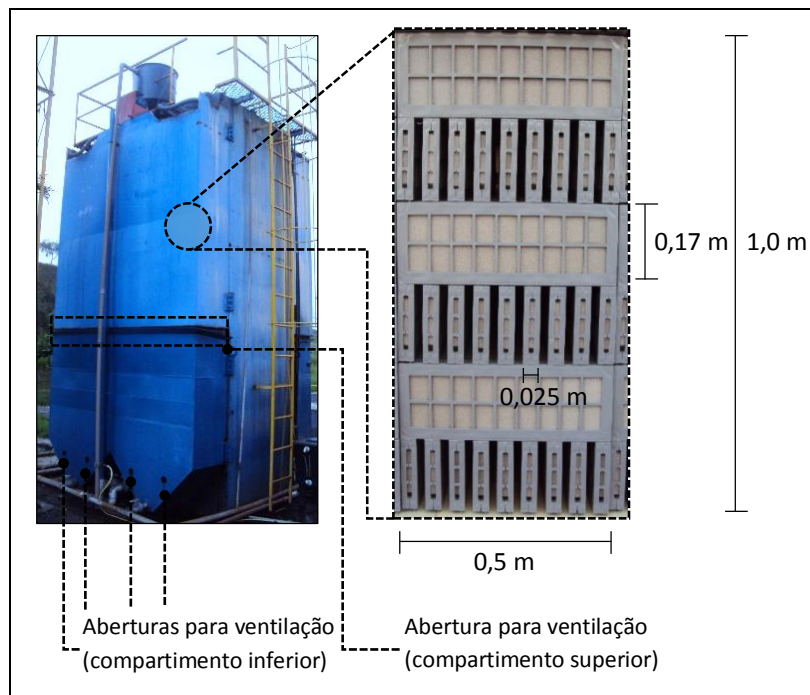


Figura 5-8 Representação do preenchimento dos FBPs com meio suporte baseado em espuma de poliuretano. São apresentadas as aberturas referentes à estratégia de ventilação natural.

5.3.5 Hidrograma de vazões para o sistema UASB/FBP em escala de demonstração

O sistema UASB/FBP em escala de demonstração foi submetido a transientes horários de vazões, visando observar tendências possivelmente associadas a uma ETE em escala plena. O consumo de água e conseqüentemente, a geração de esgoto, variam ao longo do dia. Nesse sentido, podem ser observados dois picos de vazões máximas, ao início da manhã e início da noite, bem como uma redução significativa de vazão durante a madrugada. Tal comportamento tem sido considerado em projetos via adoção de coeficientes de variação da vazão média (TSUTIYA E ALEM SOBRINHO, 2011; VON SPERLING, 2014).

No presente estudo, a adução do esgoto bruto ao sistema ocorreu segundo um hidrograma de vazões com picos mínimo e máximo de vazão de $0,5.Q_{méd}$ e $1,6.Q_{méd}$, respectivamente (Figura 5-9a). Em 50% do período operacional as vazões afluentes foram 30% maiores que a vazão média (Figura 5-9b). Tal comportamento tem sido observado em estações de tratamento em escala plena, a exemplo das ETE Laboreaux (Itabira/MG) e ETE Onça (Belo Horizonte/MG) (dados não publicados).

A curva de vazões foi controlada por um PLC (*Programmable Logic Controller*) acoplado ao inversor de frequência da bomba de alimentação do reator UASB (bomba helicoidal de cavidade progressiva).

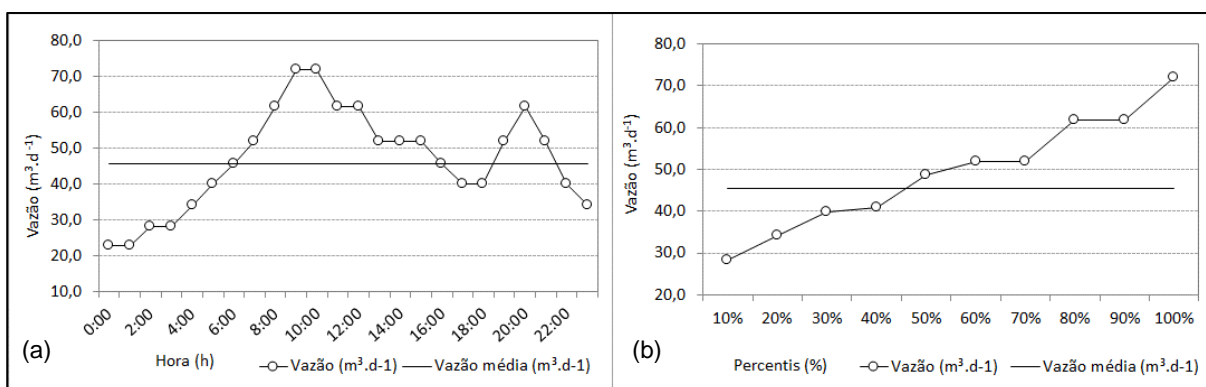


Figura 5-9 (a) Hidrograma de vazões afluentes ao sistema UASB/FBP e (b) Histograma de distribuição das vazões afluentes ao sistema UASB/FBP.

5.3.6 Condições operacionais

A Tabela 5-5 apresenta as principais condições operacionais definidas para os sistemas UASB/FBP. Tais condições operacionais de projeto baseiam-se em estudos anteriores referentes à operação de sistemas UASB/FBP com espumas de poliuretano (ALMEIDA *et al.*, 2013; MAHMOUD *et al.*, 2011; TANDUKAR *et al.* 2005; TANDUKAR *et al.* 2007, TAWFIK *et al.*, 2006). Todavia, com o intuito de avaliar os sistemas investigados sob condições limites para a remoção de matéria orgânica e N-amoniaco, foram aplicadas cargas orgânicas mais elevadas aos FBPs.

Tabela 5-5 Condições operacionais de projeto impostas aos sistemas UASB/FBP no presente estudo

Parâmetro	Reator UASB	Módulos-piloto	FBP demonstração
Tempo de detenção hidráulica - TDH (h)	8,6 [5,4 – 17,1]	1,2 ^a	3,0 [1,9 – 6,0] ^a
Velocidade ascensional média (m.h ⁻¹)	0,6 [0,3 – 0,9]	-	-
Vazão afluente (m ³ .d ⁻¹) (vazão média)	45,5 [22,7 – 72]	0,29	13,8 [6,9– 22,1]
Carga orgânica volumétrica (kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	1,5 [0,8 – 2,4]	3,2 ^b (1,3)	2,0 ^b (0,8)[1,0 – 3,2]
Carga orgânica volumétrica (kgDBO.m ⁻³ .d ⁻¹)	0,75 [0,38 – 1,2]	1,4 ^b (0,6)	1,0 ^b (0,4)[0,5 – 1,6]
Taxa de aplicação superficial (m ³ .m ⁻² .d ⁻¹)	-	11,5	11,5 [5,8 – 18,4]
Relação volume espuma/volume reator (m ³ .m ⁻³ reator)	-	0,42	0,40

[] Faixa imposta pelo hidrograma.

^aMeio poroso não saturado. TDH definido em função do volume de espuma.

^bEm termos de volume de espuma (em parênteses: em termos do volume do reator).

5.4 Amostragem e monitoramento

5.4.1 Amostragem da fase líquida

Sistema UASB/FBP (escala de demonstração). Durante o período operacional foram coletadas amostras compostas em 24 horas, entre duas a três vezes por semana. O sistema de amostragem possuía acionamento horário, com intervalos de tempo entre 2 e 7 minutos, considerando alíquotas proporcionais associadas ao hidrograma de vazões (ver item 5.3.5). A coleta era realizada por meio de bombas peristálticas com rotação de 600 rpm, instaladas nas linhas de adução de esgoto bruto e saída de efluentes tratados do reator UASB e FBPs. Durante o período de coleta as amostras eram armazenadas em frascos plásticos de 20 L, mantidos sob refrigeração.

Módulos-piloto de espumas. Foram coletadas amostras compostas do esgoto bruto e efluente do reator UASB-DL, duas vezes por semana, no decorrer de 24h. Os efluentes dos módulos-piloto foram coletados considerando amostragem simples.

Parâmetros físico-químicos. Os seguintes parâmetros físico-químicos foram monitorados: pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), potencial redox, alcalinidade bicarbonato (como CaCO_3), sólidos em suspensão total (fixos e voláteis), sólidos sedimentáveis, demanda química de oxigênio - DQO (total e filtrada), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e série nitrogenada (nitrogênio total Kjeldahl-NTK, N-amoniacal (NH_4^+ -N), nitrito (NO_2^- -N) e nitrato (NO_3^- -N). Foram avaliados também os parâmetros microbiológicos de Coliformes Totais e *Escherichia Coli*. Tais análises foram realizadas segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), conforme expresso na Tabela 5-6. Os ânions NO_2^- e NO_3^- foram analisados em cromatógrafo iônico (Dionex ICS-1000).

Os parâmetros temperatura, OD, pH e potencial redox foram analisados em campo com o auxílio da sonda multiparâmetro HACH HQ 40D. Adicionalmente, os registros de temperatura do ar, tomados para a avaliação dos requisitos de oxigênio via ventilação natural, foram coletados por meio da estação meteorológica Davis Vantage Pro 2™, implantada no CePTS.

Tabela 5-6 Parâmetros físico-químicos investigados e metodologia de execução das análises laboratoriais

Parâmetro	Metodologia	Referência ^a
DBO	Azida modificada	5210
DQO _{total}	Titulométrico	5220-C
DQO _{filtrada}	Titulométrico	5220-C
SST	Método gravimétrico	2540-D
SSV	Método gravimétrico	2540-E
SSed	Cone Imhoff	2540-F
NTK	Método Semi-micro- Kjeldahl	4500-N _{org} C
NH ₄ ⁺ -N	Titulométrico	4500-NH ₃ C
NO ₂ ⁻ -N	Cromatografia iônica	4110-B
NO ₃ ⁻ -N	Cromatografia iônica	4110-B
Alcalinidade carbonato	Titulométrico	2510-B
Coliformes totais	Substrato cromogênico	9223-B
<i>Escherichia Coli</i>	Substrato cromogênico	9223-B

^a *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*(APHA, 2012)

5.4.2 Amostragem da fase sólida

Reator UASB. Para o controle da massa de lodo no compartimento de digestão do reator UASB foram realizadas análises quinzenais para a determinação das concentrações de sólidos totais (ST) e voláteis (STV), segundo APHA (2012). O objetivo era monitorar a elevação gradativa da massa de lodo anaeróbio no reator UASB (ver Tabela 5-1). Secundariamente, este monitoramento também permitiu a determinação do tempo de residência celular do reator.

Módulos-piloto de espumas. A amostragem de biomassa foi executada para a determinação de estimativas da idade do lodo em cada espuma de poliuretano investigada, a qual foi calculada baseando-se na massa de STV retida e na concentração de STV no efluente final, conforme descrito por Tandukar *et al.* (2006). Uma fração de cada espuma dos módulos-piloto (entre 80-250 cm²) foi extraída e lavada para o desprendimento virtualmente integral dos sólidos retidos. O líquido coletado de cada porção de espuma foi centrifugado separadamente a 14.000 rpm por 10 minutos, visando a composição de alíquotas de aproximadamente 5 g para as análises de sólidos totais voláteis (STV).

5.5 Determinação do TDH do líquido nos FBPs

Os ensaios para determinação do tempo de detenção hidráulica (TDH) foram realizados por meio da técnica de estímulo-resposta, com injeção de pulso do traçador (LEVENSPIEL, 2000; METCALF & EDDY, 2003) na calha coletora de efluentes do reator UASB. Esta, por sua vez, conectava-se com o sistema de distribuição mecanizado dos FBPs (ver Figuras 5.4 e 5.6). A avaliação de recuperação do traçador baseou-se no monitoramento da condutividade elétrica, por meio da sonda HACH HQ 40D (faixa de detecção de 1 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a 200 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), com frequência de medição (coleta de alíquotas) variável entre 1 e 20 minutos. Os valores de condutividade foram convertidos para concentração de NaCl utilizando-se da equação de calibração da sonda apresentada por Nascimento (2014), a saber:

$$[\text{NaCl}] = 0,5354 \cdot (\text{condutividade}) - 34,782 \quad R^2 = 0,9999 \quad (5.1)$$

Preliminarmente à aplicação do traçador foram determinadas as condutividades elétricas naturais (*background*) dos efluentes dos FBPs. O traçador utilizado nos ensaios foi o sal de cozinha comum (cloreto de sódio - NaCl) em solução aquosa, outrora já empregado para avaliações similares em FBPs preenchidos com espuma de poliuretano (TANDUKAR *et al.*, 2006b). Tal solução foi preparada em recipiente de 20 L (balde graduado), com adição do cloreto de sódio (5 kg) e homogeneização contínua. A concentração de traçador utilizada nos ensaios foi determinada a partir das experiências reportadas por Vieira *et al.* (2013) e Passos *et al.* (2015). Os primeiros verificaram que a concentração ideal de cloreto de sódio situa-se em torno de 50 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, para avaliação de um FBP de adesão estritamente superficial de biomassa. Os últimos, trabalhando com lagoas de polimento, avaliaram quantidades mínimas de aplicação de cloreto de sódio de maneira a superar o valor de background em 3 a 4 vezes (pico de concentração), concomitantemente não ultrapassando o limite de quantificação da sonda. O volume de água utilizado para diluição foi o mínimo necessário, observando-se o limite de solubilidade do NaCl em água à temperatura ambiente, com o objetivo de aproximar a aplicação a uma injeção do tipo pulso.

A Tabela 5-7 sintetiza as condições de realização dos ensaios de traçador nos FBPs investigados. As avaliações de comportamento hidrodinâmico ocorreram após 31 dias do *start up* dos filtros biológicos percoladores.

Tabela 5-7 Síntese das condições de realização dos ensaios de traçador nos FBPs

Característica	FBP	FBP - DL
Dia operacional (d)	31	31
Massa de traçador adicionada (kg)	5 ^a	5 ^a
Volume da solução (L)	20	20
Tempo de aplicação (min)	5	5
Vazão afluyente (m ³ .d ⁻¹)	7,6 – 21,6 ^b	12,4 – 24,3 ^b
TDH teórico	2,5	3,0
Duração dos ensaios (h)	9,5 ^c	9,5 ^c

^aMassa correspondente a uma concentração estimada de 1137 mgNaCl.L⁻¹ (em termos de volume de reator), equivalente a uma condutividade estimada de 2081 $\mu\text{S.cm}^{-1}$

^bVariável em virtude do hidrograma de vazões afluentes. As vazões foram discretizadas em função do hidrograma típico, sendo aferidas em campo no momento de coleta das alíquotas.

^cA duração dos testes foi estipulada em virtude da recuperação do traçador, estabelecida quando a condutividade elétrica regressasse ao valor de *background*.

Os principais parâmetros hidráulicos determinados foram: o número de tanques em série (N), obtido segundo o ajuste pela função gama (KADLEC E WALLACE, 2009); a eficiência volumétrica (Ev) (KADLEC E WALLACE, 2009); a fração de zonas mortas (Ψ) (PERSSON *et al.*, 1999); e o número de dispersão (LEVENSPIEL, 2000).

5.6 Análises estatísticas

A Tabela 5-8 expõe a síntese das análises estatísticas realizadas. Foram definidos os seguintes grupos amostrais de comparações: i) reator UASB sem decantação de alta taxa e com decantação de alta taxa (UASB-DL) (*item 5.3.2*); ii) Módulos-piloto de espumas pós-reator UASB, com as três diferentes tipologias de espuma (*item 5.3.3*); iii) sistema UASB/FBP UASB-DL/FBP, em escala de demonstração (*item 5.3.4*);

Os testes estatísticos foram executados com o auxílio do *software* Statistica 10, como elemento adicional à discussão dos resultados nos capítulos posteriores. A seleção de testes não paramétricos associa-se ao comportamento assimétrico dos dados (vide análise de distribuição de frequências – capítulo 8) (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

Para os grupos amostrais: i) reator UASB, com e sem decantação de alta taxa; e ii) Módulos-piloto de espumas pós-reator UASB, foi possível utilizar a técnica de pareamento de amostras, visando incrementar a sensibilidade a pequenas diferenças (CALLEGARI-JACQUES, 2003). Tal se deve pelo fato do único parâmetro de diferenciação ser a presença do decantador lamelar, no contexto do grupo “i”, bem como a tipologia de espuma de poliuretano empregada, no

contexto do grupo “ii”. As demais condições operacionais são igualitárias dentro de cada universo amostral, a exemplo das vazões e cargas volumétricas aplicadas.

Tabela 5-8 Síntese das análises estatísticas dos dados

Etapas	Descrição	Metodologia
Primeira etapa	Estatística descritiva	Gráficos de séries temporais e de dispersão, histogramas de distribuição de frequências e gráficos de Box e Whisker
	Testes de aderência, normalidade e análise gráfica ^a	Testes de aderência: χ^2 ; K-S e Lilliefors. Teste de normalidade: Shapiro Wilk. Testes gráficos: <i>Normal probability</i> e <i>Log-N probability</i>
Segunda etapa	Testes de hipóteses ^b	Não paramétricos: Teste T de Wilcoxon (Reator UASB x Reator UASB-DL); Friedman ANOVA (Módulos-piloto); Teste U de Mann-Whitney (Sistemas UASB/FBP e UASB-DL/FBP-DL)
	Relação entre variáveis	Coeficiente de correlação para postos de Spearman
Terceira etapa	Análise de confiabilidade	Obtenção dos coeficientes de confiabilidade (CDC), probabilidades de falha e concentrações de projeto e operação realizadas de acordo com Niku <i>et al.</i> (1982) e Oliveira & von Sperling (2008). <i>Obs.: Análises realizadas no âmbito do objetivo específico 3, para cada constituinte (DQO, DBO, SST e NH₄⁺-N).</i>

^aEtapa realizada para verificação do ajuste dos dados à distribuição lognormal, uma vez que a metodologia para a análise de confiabilidade foi desenvolvida considerando tal distribuição de frequência

^bOs testes de hipóteses foram realizados com nível de confiança de 95 % ($\alpha = 0,05$)

6 DESEMPENHO DE REATOR UASB COM E SEM DECANTAÇÃO DE ALTA TAXA

6.1 Introdução

Em projetos de reatores UASB, o separador trifásico assume essencial importância para o desempenho da unidade de tratamento. Este dispositivo tem por finalidade a separação de gases, sólidos e líquido, contribuindo para a sedimentação das partículas que se desprendem da manta de lodo, de forma que as mesmas retornem à câmara de digestão (CHERNICHARO, 2007). Assim, o separador trifásico contribui para a melhoria da qualidade do efluente do reator UASB pela redução da taxa de aplicação de sólidos por unidade de área no compartimento de decantação.

A taxa de escoamento superficial ($m^3_{\text{líquido}} \cdot m^{-2}_{\text{superfície}} \cdot d^{-1}$) é um dos principais aspectos associados ao processo de sedimentação de sólidos em etapas de decantação (METCALF & EDDY, 2003; RICHTER & NETTO, 1991). Neste sentido, a inserção de decantadores de alta taxa (lamelares) no compartimento de decantação de reatores UASB pode contribuir para o aprimoramento da tecnologia, tendo em vista a maior área superficial disponível para a sedimentação de partículas. Cavalcanti (2003), avaliando a utilização de um decantador lamelar após o separador trifásico de um reator UASB, notou incremento da retenção de sólidos. O resultado foi expresso como remoção de DQO_{total} , a qual foi acrescida em torno de 16% quando da comparação com um reator similar, sem decantação de alta taxa, para um TDH de 8 horas.

A partir da revisão de literatura (Capítulo 2) observa-se que as experiências de utilização de decantadores de alta taxa, bem como os critérios de projeto e operação de tais estruturas são incipientes quando aplicadas a reatores UASB. Neste capítulo, uma contribuição para o desenvolvimento e teste de um separador trifásico acoplado a um decantador de alta taxa para sistemas UASB compactos é apresentada. O objetivo foi avaliar o efeito do decantador lamelar nas concentrações efluentes de sólidos suspensos, considerando o acúmulo de lodo anaeróbio no compartimento de digestão.

Embora o adequado gerenciamento do lodo anaeróbio possa conduzir a um efluente com menores concentrações de sólidos suspensos, o uso do decantador lamelar pode reduzir o impacto da variação de vazões de pico na qualidade do efluente final, sobretudo quando a massa de lodo anaeróbio no compartimento de digestão tende a se elevar. Por consequência, o melhor

desempenho da etapa de pré-tratamento (reator UASB) pode potencializar a operação de sistemas UASB/FBP sem o uso de decantadores secundários.

6.2 Material e métodos

No presente capítulo, somente aspectos específicos para o desenvolvimento desta etapa da pesquisa são apresentados. Maiores detalhes a respeito do delineamento global da pesquisa são discutidos no capítulo 5.

6.2.1 Aparato experimental e monitoramento

O aparato experimental era composto por um reator UASB retangular (volume útil: 16,8 m³), no qual inseriu-se um decantador de alta taxa (lamelar) acoplado ao separador trifásico em um de seus compartimentos de decantação (Figura 6-1). Tal intervenção foi executada de maneira a não permitir intercomunicação dos dois decantadores do reator UASB (item 5.3.2). Portanto, um dos compartimentos de decantação do reator anaeróbico operava sob a influência de um decantador lamelar (UASB-DL), enquanto que o outro operava sem a interferência de estrutura adicional influenciando a sedimentação de sólidos suspensos.

Separador trifásico-decantador de alta taxa. O sistema foi projetado como uma estrutura modular única em fibra de vidro, visando a facilidade de transporte e instalação. O separador trifásico era ainda composto de escotilhas translúcidas para a visualização do acúmulo de espuma no interior do coletor de gases, bem como para o controle do descarte do material por pressão hidrostática.

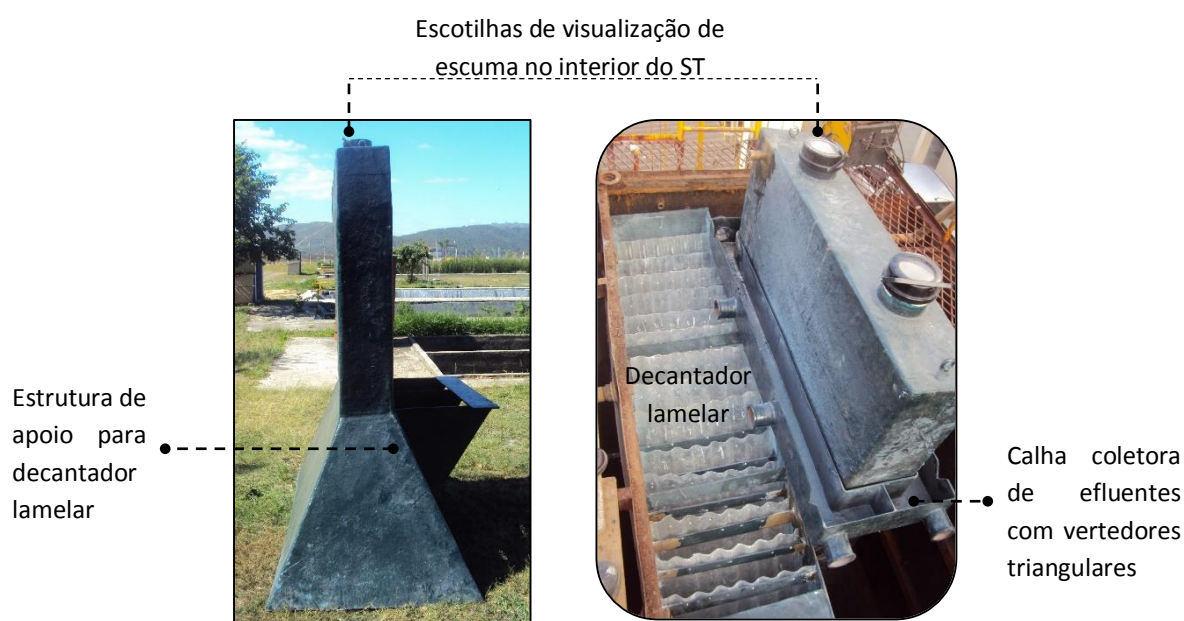


Figura 6-1 Separador trifásico-decantador de alta taxa.

A metodologia de cálculo e os parâmetros utilizados no dimensionamento do decantador lamelar foram apresentados no Capítulo 5 (item 5.3.2).

6.2.2 Condições de operação e monitoramento do reator UASB

A influência do decantador de alta taxa (lamelar) foi avaliada de forma comparativa a partir das concentrações efluentes de sólidos (SST e SSed) e remoção de carga orgânica (DQO_{total} e DBO_{total}) no reator UASB. Ao longo de todo o experimento (156 dias) o descarte de lodo não foi realizado, tendo em vista que o objetivo da investigação era avaliar o desempenho dos sistemas UASB e UASB-DL considerando o crescimento da massa de lodo anaeróbio no compartimento de digestão. A $COV_{média}$ aplicada ao reator UASB durante o período operacional foi de $1,86 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$.

Amostragem da fase líquida. Coletas simples do efluente do reator UASB eram realizadas duas vezes por semana, no momento de vazão máxima do hidrograma de vazões. Portanto, a avaliação *global* da influência da decantação de alta taxa foi realizada considerando-se os momentos de menor tempo de detenção hidráulica (TDH) nos compartimentos de decantação (1,88 h). A caracterização da massa de lodo (ST) no compartimento de digestão do reator era efetuada quinzenalmente. A Figura 6-2 mostra os pontos de coleta de lodo anaeróbio e as zonas de influência associadas.

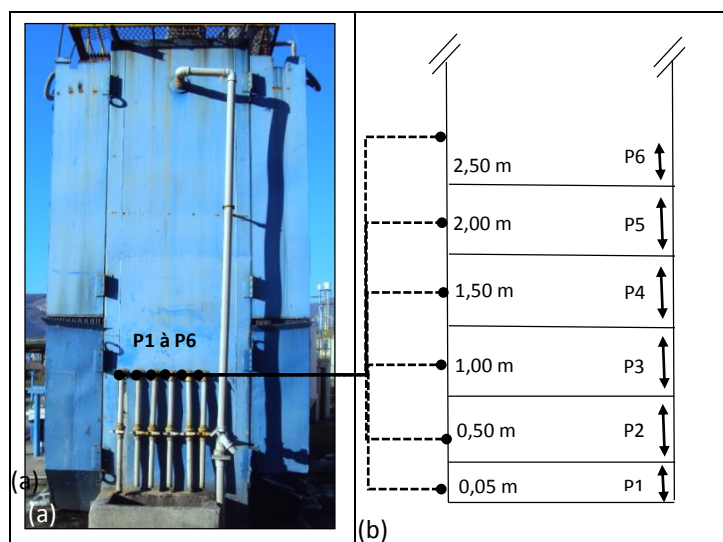


Figura 6-2 (a) Pontos de coleta (P1 a P6) e (b) Zonas de influência ao longo do compartimento de digestão do reator UASB.

Na etapa final do experimento, entre os dias 156 e 166, foram efetuadas duas campanhas de amostragem visando a avaliação *pontual* de desempenho, entre a vazão média e em picos de vazão. A primeira campanha considerou o desempenho do sistema sem a limpeza das placas que compunham o decantador lamelar, e a segunda campanha foi efetuada após a limpeza das placas. As coletas referentes a cada campanha de amostragem ocorreram nos horários 7:30 h, 8:30 h, 9:30 h, 10:30 h, 11:30 h, 12:30 h, 14:30 h, 16:30 h e 18:30 h, conforme apresentado na Figura 6-3. Tal caracterização foi realizada no momento em que a massa de lodo anaeróbico e as concentrações de ST estiveram mais elevadas no sistema.

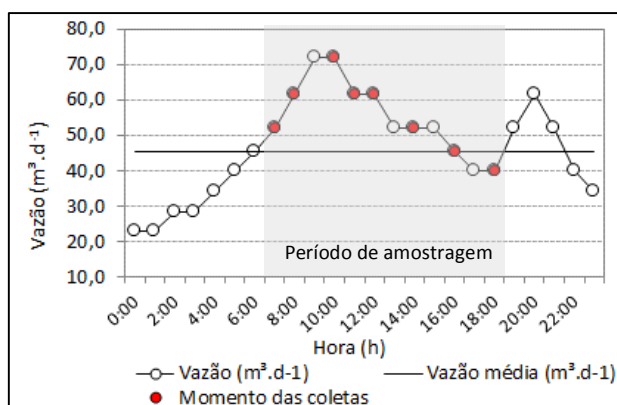


Figura 6-3 Identificação dos horários de coletas de amostras para a caracterização da carga de sólidos efluente do reator UASB, com e sem decantação de alta taxa

Caracterização da fase sólida (perfis de lodo). Durante a segunda campanha de amostragem os perfis de lodo foram monitorados considerando-se duas situações: (i) coleta em baixa vazão ($0,8.Q_{méd}$), tendo em vista a influência das menores velocidades ascensionais do líquido (v_{ab}) entre 22:00 e 07:00 h; e (ii) coleta em alta vazão ($1,6.Q_{méd}$), em vista da influência da elevação de v_{ab} após às 07:00 h. O objetivo da implementação de perfis de lodo em momentos de baixa e alta vazão era caracterizar a dinâmica da fase sólida no interior do compartimento de digestão.

Condições hidrodinâmicas. A Tabela 6-1 mostra as condições hidrodinâmicas de operação impostas ao reator UASB. Tais condições variavam ao longo de cada dia operacional tendo em vista o hidrograma de vazão aplicado ao sistema UASB/FBP (ver item 5.3.5).

Tabela 6-1 Condições hidrodinâmicas impostas ao reator UASB, considerando o hidrograma típico de vazão.

Vazão (m³.d⁻¹)	TDH (h)	CHV (m³.m⁻³.d⁻¹)	Velocidade superficial do fluxo (m.h⁻¹)	Compartimento de decantação		
				TAS (m.h⁻¹)	TDH (h)	v_{ab} (m.h⁻¹)
22,8	17,2	1,40	0,27	0,34	5,95	0,7
28,2	13,9	1,73	0,34	0,42	4,80	0,8
34,1	11,5	2,10	0,41	0,51	3,97	1,0

Vazão (m ³ .d ⁻¹)	TDH (h)	CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹)	Velocidade superficial do fluxo (m.h ⁻¹)	Compartimento de decantação		
				TAS (m.h ⁻¹)	TDH (h)	v _{ab} (m.h ⁻¹)
39,9	9,8	2,45	0,47	0,59	3,39	1,2
45,5 (Q _{med})	8,6	2,79	0,54	0,68	2,97	1,4
51,8	7,53	3,19	0,62	0,77	2,61	1,5
61,8	6,33	3,79	0,73	0,92	2,19	1,8
72,0	5,43	4,42	0,86	1,07	1,88	2,1

6.3 Resultados e discussão

6.3.1 Lodo anaeróbico no compartimento de digestão

Perfil e massa de lodo no compartimento de digestão. A Figura 6-4a mostra o perfil de lodo anaeróbico ao longo do experimento. As concentrações de ST no compartimento de digestão estiveram em torno de 3,6% (0,5 m – fundo) e 2,3% (2,5 m – topo do compartimento de digestão). A massa de lodo no reator esteve em torno de 20% acima da massa mínima, que por sua vez é cerca de 200 kgST, considerando-se valores de referência de carga orgânica aplicada igual a 25 kgDQO.d⁻¹, e de AME igual a 0,20 kgDQO-CH₄.kgSTV⁻¹.d⁻¹ (SOUTO, 2007) (Figura 6-44b). Conforme mencionado na metodologia, o descarte de lodo anaeróbico não foi efetuado durante o experimento visando avaliar o desempenho dos sistemas UASB e UASB-DL com o crescimento da massa de lodo anaeróbico no compartimento de digestão.

Crescimento do lodo. O coeficiente de produção de sólidos (Y) no reator UASB-DL foi da ordem de 0,06 kgSST.kgDQO⁻¹_{aplicada}, considerando a carga perdida com o efluente (≈ 1,9 kgSST.d⁻¹). Este valor encontra-se ligeiramente abaixo dos valores típicos reportados na literatura (0,10 a 0,20 kgSST.kgDQO⁻¹_{aplicada}) (ANDREOLI *et al.*, 2001; CHERNICHARO, 2007), provavelmente em virtude da maior retenção de sólidos proporcionada pelo decantador lamelar. A produção específica de sólidos no reator UASB, considerando a decantação convencional, foi aproximadamente 30% superior, da ordem de 0,08 kgSST.kgDQO⁻¹_{aplicada}.

Com o incremento da massa de lodo ao longo do experimento (≈ 0,7 kgSST.d⁻¹) (Figura 6-4c e 6-4d) a concentração de lodo na parte mais elevada do compartimento de digestão esteve sistematicamente superior a 1,5 %. Tendo em vista a zona de transição entre os compartimentos de digestão e decantação, é possível que em algumas regiões do decantador concentrações próximas a 1,5% possam ter ocorrido, principalmente nos momentos em que o TDH_{UASB} tende a reduzir-se com a elevação da vazão. A expansão e a redução dos valores absolutos de massa

de lodo no compartimento de digestão em momentos de baixo TDH_{UASB} (5,4 h) tende a indicar a transferência de parte da biomassa para os decantadores do reator UASB. Tal aspecto é discutido no item 6.3.3.

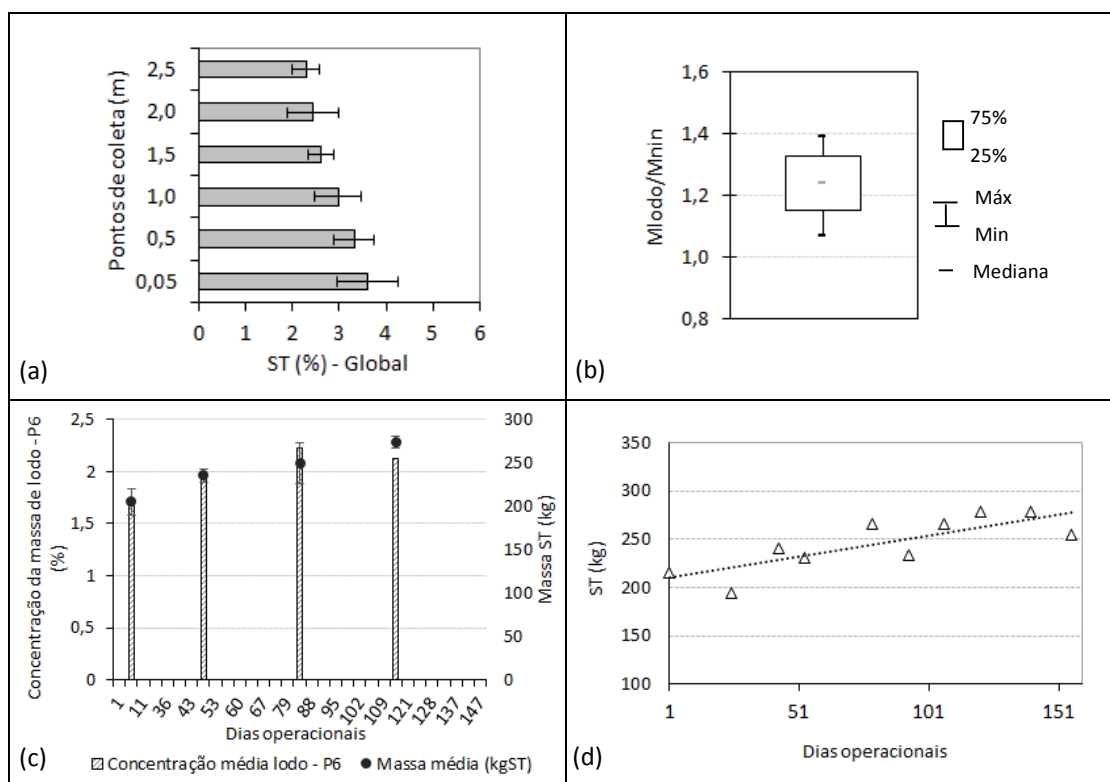


Figura 6-4 Variação de concentrações e massa de lodo no reator UASB. (a) Perfil da concentração de ST (%) ao longo do período operacional (b) Relação entre massa de lodo ao longo do período operacional e massa mínima ($M_{min} = CO_{DQO}/AME$) para digestão da carga orgânica afluyente (c) Evolução da massa de lodo e incremento da concentração de ST (%) no ponto P6 (d) Evolução quantitativa da massa de lodo (kgST).

6.3.2 Efeito do decantador lamelar nas concentrações efluentes de sólidos e DQO: avaliação global de desempenho

Na Figura 6-5 apresentam-se as concentrações de sólidos (SS_{ed} e SST) e DQO efluentes do reator UASB e UASB-DL. Diferenças significativas entre concentrações efluentes de SS_{ed} , SST e DQO_{total} foram observadas (*Wilcoxon* - $\alpha = 5\%$), em que a contribuição do decantador lamelar (UASB-DL) parece ser relevante para a redução de frações particuladas no efluente. Adicionalmente, as menores amplitudes interquartis indicam uma menor variabilidade dos dados com o uso do decantador lamelar, conforme observado para concentrações efluentes de SS_{ed} e DQO_{total} .

A baixa concentração de SST efluente, ainda que sob massas de lodo mais elevadas, pode estar relacionada a uma seleção do lodo no sistema, visto que o hidrograma imposto submete o reator UASB a decréscimos consideráveis de TDH durante determinados períodos do dia. Nesse

sentido, O'Flaherty *et al.* (1997) e Leitão *et al.* (2011) indicaram que a aplicação de maiores velocidades ascensionais está associada ao incremento da sedimentabilidade do lodo devido ao varrimento de flocos leves e volumosos, garantindo a permanência da biomassa de maior sedimentabilidade. As condições hidráulicas resultantes da escala do reator UASB podem também ter contribuído para o elevado adensamento do lodo no fundo do reator ($ST \approx 4\%$) (BATSTONE *et al.*, 2005).

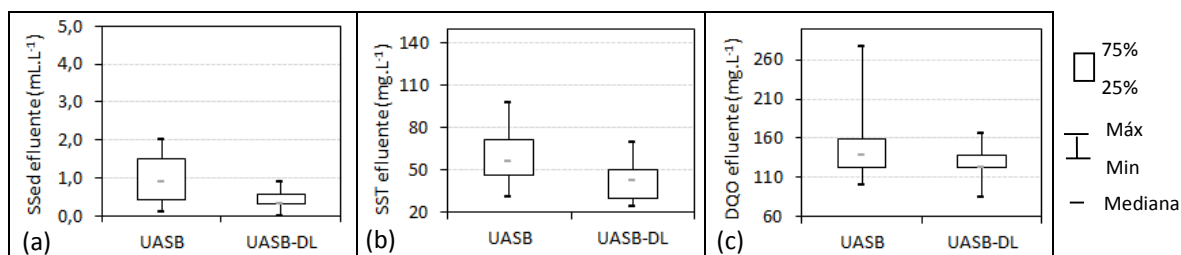


Figura 6-5 Influência do decantador lamelar nas concentrações de (a) SSed, (b) SST e (c) DQO_{total}.

Na Figura 6-6 são expostas as séries históricas de concentrações de SSed e SST efluentes do reator UASB e UASB-DL, e o incremento gradativo da massa de lodo anaeróbico no compartimento de digestão. Neste caso, pode ser observado que para uma massa de lodo em torno ou acima da massa mínima a presença do decantador de alta taxa parece ter induzido a um comportamento mais estável em termos de perda de sólidos. Ressalta-se que com o uso do decantador lamelar cerca de 90 % dos dados de SSed e SST estiveram abaixo de $0,9 \text{ mL.L}^{-1}$ e 69 mg.L^{-1} , respectivamente.

Uma análise comparativa entre os efluentes dos dois compartimentos de decantação permite identificar uma redução de DQO efluente de aproximadamente 12% com o uso do decantador lamelar (DL). Tal redução é comparável com o observado por Cavalcanti (2003), em que o uso do DL (comprimento das placas = 0,35 m; espaçamento entre placas = 0,07 m; ângulo de inclinação = 45°) promoveu reduções de DQO_{total} da ordem de 16% para um TDH de 8 horas. A diferença em termos de redução de DQO_{total} entre os estudos pode estar associada ao regime operacional de vazão, uma vez que em Cavalcanti (2003) o hidrograma típico não foi considerado.

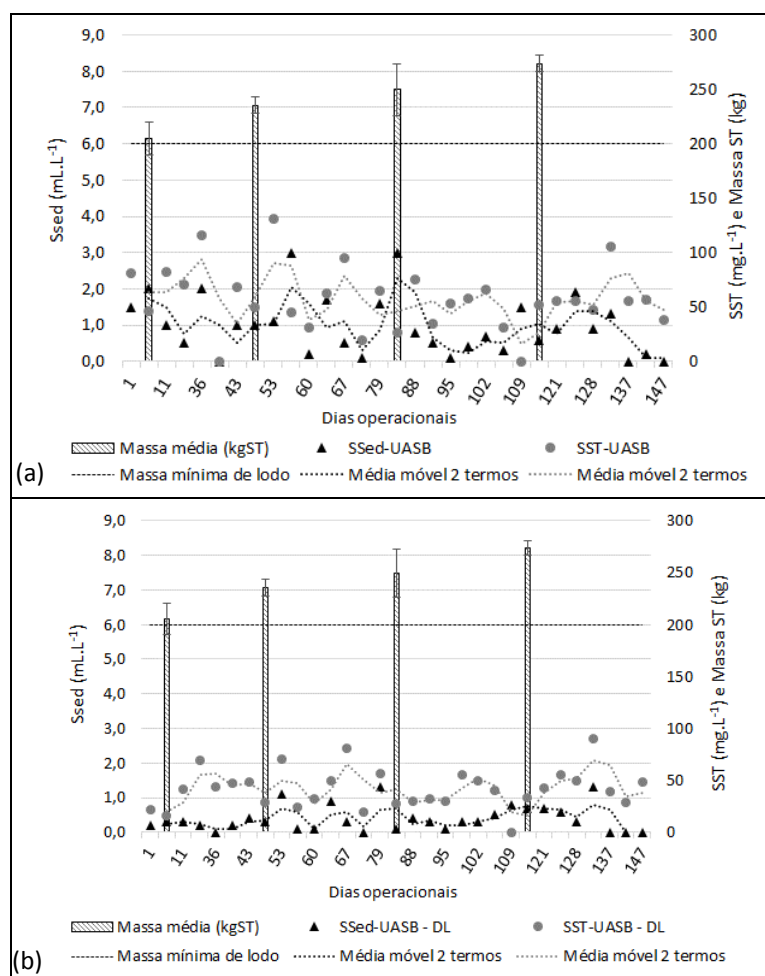


Figura 6-6 Massas de lodo e concentrações de sólidos (SST e Ssed) efluentes dos compartimentos (a) sem decantador lamelar (UASB) e (b) com o decantador lamelar (UASB-DL).

O aumento da área útil para a sedimentação de partículas via inserção das lamelas paralelas parece efetivamente contribuir para a retenção de sólidos no reator anaeróbio. Embora assumida a remoção de partículas com velocidade crítica de sedimentação igual ou superior a $0,48 \text{ m.h}^{-1}$, é possível que frações de sólidos com menor potencial de sedimentabilidade tenham sido removidas. Com base na teoria da sedimentação discreta, partículas com velocidade inferior à velocidade crítica de sedimentação podem ser retidas, a depender da posição em que adentrem ao DL (VON SPERLING, 1996).

A elevada idade do lodo observada (109-142 dias, ao fim do período operacional) no reator anaeróbio possivelmente foi outro fator relevante para a remoção de frações particuladas. Neste caso, a idade do lodo pode ter influenciado a mineralização de compostos refratários, a exemplo de materiais celulósicos de difícil degradação (TAKAHASHI *et al.*, 2011a).

Ressalta-se ainda, que a operação do reator anaeróbio em um regime típico de hidrograma de vazão afluyente, induziu a variações da velocidade ascensional do fluido entre $0,3$ e $0,9 \text{ m.h}^{-1}$,

aproximadamente. Em condições de operação com vazões máximas (pico de vazão) a elevação da velocidade ascensional do líquido tende a aumentar o potencial de arraste de partículas, ocasionando o desprendimento de sólidos com velocidade de sedimentação menor que a velocidade ascensional imposta (MAHMOUD *et al.*, 2003). Em tais condições, a utilização do decantador de alta taxa parece contribuir para a redução da carga de sólidos efluente do reator UASB, a qual foi cerca de 28% inferior à do compartimento de decantação convencional (Figura 6-7). Esta redução de concentrações de sólidos explica a maior remoção de DQO_{total}, por sua vez confirmada a partir da correlação significativa (*Spearman* - $\alpha = 5\%$) registrada entre DQO e SST.

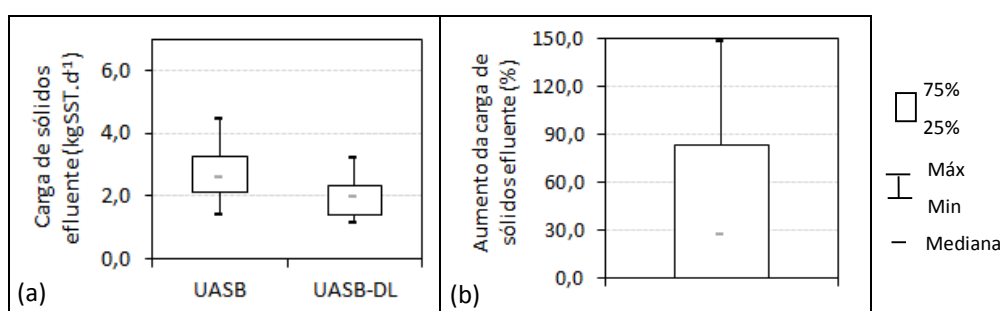


Figura 6-7 Carga de sólidos efluente sem e com o uso da decantação de alta taxa no compartimento de decantação do reator UASB. (a) Cargas de sólidos efluentes, em kgSST.d⁻¹. (b) Aumento percentual da carga de SST efluente do reator UASB com decantação convencional.

6.3.3 Efeito do decantador lamelar nas concentrações efluentes de sólidos suspensos: Avaliação pontual de desempenho

Nas Figuras 6-8a e 6-8b são apresentadas as séries de concentrações efluentes de SST do reator UASB com e sem decantação de alta taxa (UASB-DL e UASB). Como reportado no item 6.2.2, foram realizados dois ensaios sob a condição de máximo acúmulo de lodo no sistema. Os seguintes cenários foram considerados: (i) avaliação de concentrações de SST sem a limpeza das placas do decantador lamelar (Figura 6-8a); e (ii) com a limpeza das lamelas do decantador de alta taxa (Figura 6-8b).

Considerando as condições operacionais impostas, as concentrações de SST estiveram em torno de 50 mgSST.L⁻¹, e um maior impacto global das elevações de vazão sobre a qualidade do efluente foi observado anteriormente à limpeza das placas do decantador lamelar. O pico de concentração de SST observado durante o monitoramento do sistema sem a limpeza das placas (> 200 mgSST.L⁻¹; Figura 6-8a) pode ser explicado pelo potencial de arraste de partículas em torno das condições de vazão máxima (Tabela 6-1, TDH_{UASB}: 5-6 h; velocidade ascensional: 0,7-0,9 m.h⁻¹).

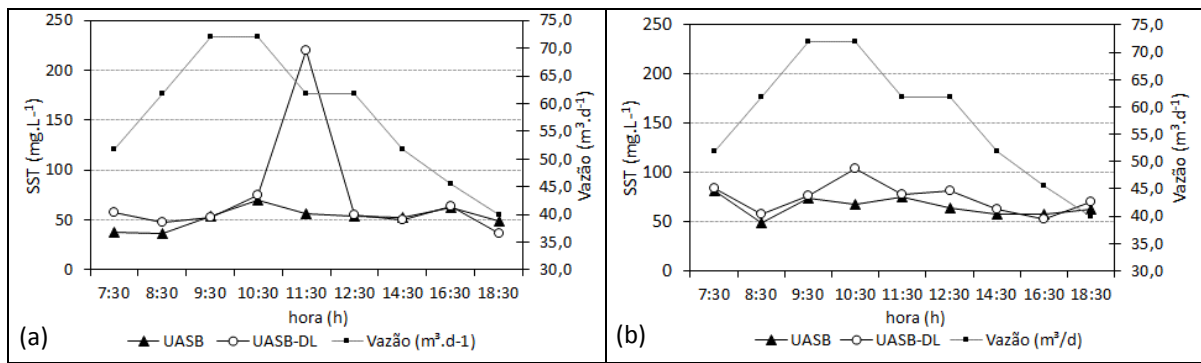


Figura 6-8 Concentrações de SST efluentes (reator UASB e UASB-DL) em condições de acúmulo de lodo no compartimento de digestão (40% acima da massa mínima) (a) sem e (b) com a limpeza placas do DL.

Portanto, em eventos de reduzido TDH no reator UASB o desprendimento de sólidos retidos no decantador lamelar pode ser um aspecto de relevância para condições de excesso de lodo no compartimento de digestão. Tais resultados foram obtidos quando a massa de lodo esteve em torno de 40% acima da massa mínima, com concentrações de ST ao final do compartimento de digestão em torno de 2,0-2,5 %. Durante o experimento não foi possível observar a contribuição do decantador lamelar para o aumento da robustez do sistema, assim como constatado pela análise global de desempenho (item 6.3.2). Novos testes devem ser efetuados, considerando condições em que as concentrações de lodo ao fim do compartimento de decantação estejam adequadamente abaixo de 1,0 a 1,5%.

Em uma operação de longo termo, o acúmulo excessivo de lodo no compartimento de digestão pode contribuir para a deterioração da qualidade do efluente. Ainda que as placas paralelas do decantador lamelar (DL) tenham sido implantadas em um ângulo de 60°, há uma tendência de acúmulo de sólidos sobre as lamelas, os quais não retornam ao compartimento de digestão. Tais observações são registradas na Figura 6-9.

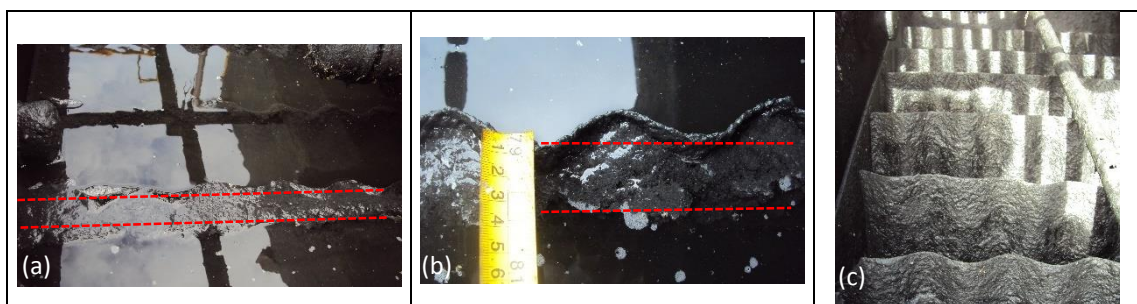


Figura 6-9 Acúmulo de lodo nas placas do decantador lamelar. (a-b) Camada de lodo aderida à placa, durante rebaixamento do N.A. (c) Sólidos retidos nas placas do DL, após rebaixamento do N.A.

Após a limpeza efetuada nas lamelas do decantador de alta taxa, a capacidade de retenção de sólidos foi recuperada (Figura 6-8b). Todavia, provavelmente as elevadas concentrações de lodo nos pontos superiores do reator UASB (ver Figura 6-4c) não permitiram identificar uma nítida diferença de comportamento entre os compartimentos de decantação.

Anteriormente à limpeza do DL, a relação SSV/SST para o efluente possuía mediana igual a 0,65 (Figura 6-10a), semelhante ao registrado para o lodo no compartimento de digestão do reator anaeróbio. Tal valor é típico de lodos estabilizados (ANDREOLI *et al.*, 2001). Posteriormente à remoção dos sólidos aderidos às placas paralelas, pôde-se notar a mudança de comportamento da relação SSV/SST (Figura 6-10b). Este aspecto associa-se à capacidade de retenção de sólidos no decantador de alta taxa, todavia não retornando ao compartimento de digestão, o que pode implicar na endogenia das frações retidas nas placas do DL.

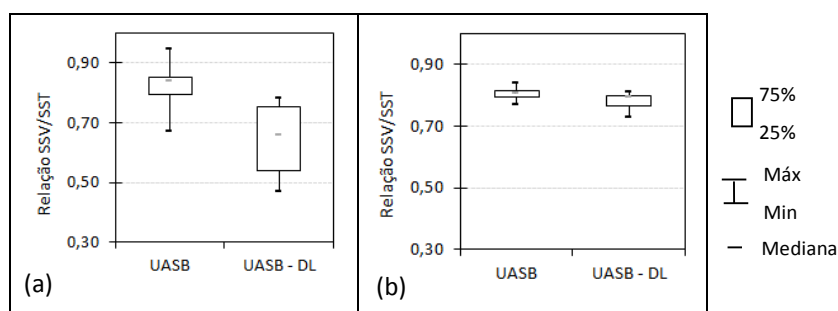


Figura 6-10 Relação SSV/SST dos efluentes do reator UASB e UASB-DL (a) Comportamento após acúmulo de sólidos nas placas do DL. (b) Comportamento após limpeza das lamelas.

Expansão do leito e manta de lodo em condições de vazão média e máxima. Os eventos de vazão de pico podem contribuir para o descarte involuntário de lodo, bem como para a elevação de concentrações de ST nos compartimentos de decantação, conforme mencionado anteriormente. Esta consideração pode ser reforçada pelos perfis de lodo no reator anaeróbio implementados em momentos de vazão média e máxima, respectivamente (Figura 6-11a e 6-11b).

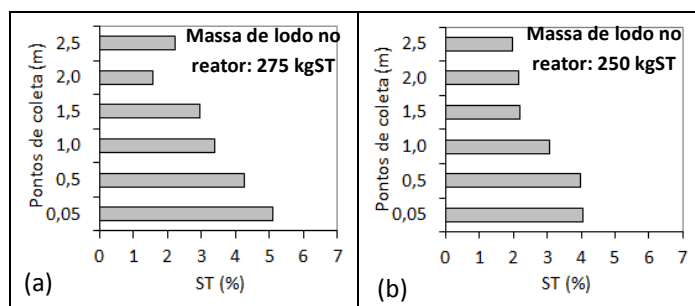


Figura 6-11 Perfis de lodo para (a) condições de vazão média (Q_{med}) e (b) vazão máxima (Q_{max}) afluentes ao reator anaeróbio. As massas de lodo observadas para cada condição de vazão estão indicadas nos gráficos.

A expansão da massa de lodo nos pontos inferiores não foi acompanhada pelo aumento da concentração de ST nos pontos superiores do compartimento de digestão. Este fato sugere uma transferência de lodo do compartimento de digestão para os decantadores, verificado pelas massas de lodo no momento de vazão mínima (≈ 275 kgST) e máxima (≈ 250 kgST). Assim, é provável que a elevação de concentrações de SST no efluente possa ter associação com o aumento da concentração de lodo no compartimento de decantação nos instantes de vazão de pico. Tal aspecto pôde ser principalmente observado após a limpeza das placas do decantador lamelar (Figura 6-8b).

Nesse sentido, a tomar pelas discussões do item 6.3.1, poder-se-ia contar com a capacidade adicional de retenção de sólidos propiciada pela inserção do decantador lamelar no compartimento de decantação do reator UASB. No entanto, o excessivo acúmulo de sólidos no DL parece ser um impeditivo, sobretudo quando da elevação da tensão de cisalhamento durante os acréscimos de vazão.

Os resultados obtidos durante essa etapa de investigações permitem afirmar que a implantação de decantadores de alta taxa pode ser uma estratégia importante para o incremento da retenção de sólidos, considerando inclusive a possibilidade de elevação da idade do lodo no sistema. Este fator pode elevar a capacidade de digestão da matéria orgânica, sobretudo quando de choques de carga (CAVALCANTI, 2003), bem como elevar a massa máxima de lodo capaz de ser retida no sistema. Contudo, a implantação de decantadores de alta taxa não deve ser considerada uma estratégia para postergar a descarga de lodo de excesso, visto a possibilidade de desprendimento de sólidos aderidos às lamelas do DL em momentos de vazão de pico, os quais podem não retornar ao compartimento de digestão do reator UASB, conforme observado no presente estudo.

De fato, a adequação das concentrações do lodo anaeróbico no compartimento de digestão é importante. Estudos em escala plena realizados por Chernicharo *et al.* (2014) indicaram uma notável melhora da qualidade do efluente de reatores UASB quando as concentrações de ST, em pontos superiores de compartimentos de digestão, foram reduzidas para 0,5-1,5%. Portanto, recomenda-se que a decantação de alta taxa deva ter o potencial de assegurar a melhoria da qualidade do efluente quando as concentrações de ST na parte superior do compartimento de digestão estiverem preferencialmente abaixo dos valores observados para as condições impostas nesta etapa do trabalho. Concentrações em torno de 1,0 a 1,5% podem ser consideradas como valores de referência para investigações futuras.

Ainda que as faixas operacionais de variação de TDH na presente pesquisa encontrem-se em consonância com os aspectos preconizados pela NBR 12.209 (ABNT, 2011), bem como com as recomendações de faixas ótimas de operação em vista de aspectos hidrodinâmicos (PEÑA *et al.*, 2006), cabe salientar que a operação sob hidrograma típico pode figurar como elemento importante para a perda de sólidos no reator UASB, sobretudo quando do acúmulo em placas de decantadores lamelares.

6.3.4 Síntese dos resultados obtidos

Na Tabela 6-2 sumarizam-se as concentrações efluentes, eficiências de remoção (em termos de medianas) e produção específica de sólidos registradas para o reator UASB e UASB-DL.

Tabela 6-2 Sumário das concentrações medianas efluentes, eficiências de remoção e produção de sólidos

	Concentrações efluentes (mg.L ⁻¹)		Eficiências de remoção (%)		Coeficiente de produção de sólidos (kgST.kgDQO ⁻¹ _{aplicada})	
	UASB	UASB-DL	UASB	UASB-DL	UASB	UASB-DL
SST	56 (26)	43 (18)	84	88		
SSed ^a	0,9 (0,8)	0,3 (0,4)	92	98	0,08	0,06
DQO	139 (91)	123 (68)	76	78		

^aConcentrações em mL.L⁻¹

Em parênteses: desvio padrão

Durante o período operacional, a COV_{média} aplicada ao reator UASB foi 1,86 kgDQO.m⁻³.d⁻¹, associada à uma carga biológica média (relação A/M) igual a 0,19 kgDQO.kgSTV⁻¹.d⁻¹. Nota-se que as eficiências de remoção de matéria orgânica foram superiores às reportadas na literatura para sistemas em escala plena (item 2.4.1). Este fator pode estar associado ao controle da massa de lodo durante o período de avaliação global do sistema (item 6.3.2) (relação massa de lodo/massa mínima ≈ 1,2), bem como a possível diferença de comportamento em virtude da escala (demonstração – plena).

6.4 Conclusões

O uso decantadores de alta taxa para a redução da concentração de sólidos suspensos em condições de excesso de lodo foi estudado em um sistema submetido a hidrograma típico de vazão. A partir da avaliação global e pontual de desempenho do sistema conclui-se principalmente que:

- Sob condição de operação com baixa relação massa de lodo excedente/massa mínima ($\approx 1,2$), o uso do decantador de alta taxa no reator UASB contribuiu para a redução de frações particuladas no efluente, o que poderia potencializar a operação de sistemas UASB/FBP sem o uso de decantação secundária. Neste caso, as cargas de SST e DQO_{total} no efluente foram reduzidas em até 30% e 12%, respectivamente, apresentando uma menor variabilidade dos dados com o uso de tal estrutura.
- O excesso de lodo e as elevadas concentrações de ST em regiões de transição do compartimento de digestão para os decantadores pode reduzir a efetividade dos decantadores de alta taxa para a clarificação do efluente do reator UASB.
- Embora o decantador de alta taxa possa contribuir para um melhor desempenho na etapa de pré-tratamento (reator UASB) mesmo em condições de excesso de lodo, recomenda-se que as concentrações de ST na parte superior do compartimento de digestão não ultrapassem 1,0-1,5% em investigações futuras. Tal iniciativa poderia reduzir o acúmulo de lodo nas placas que constituem o decantador lamelar.

7 AVALIAÇÃO DE TIPOS DE ESPUMA DE POLIURETANO PARA MEIO SUPORTE DE FBP PÓS-REATOR UASB

7.1 Introdução

Os sistemas simplificados de tratamento de esgoto doméstico constituem-se como importante alternativa para a superação do déficit histórico em infraestrutura sanitária no país. Neste contexto, o sistema reator UASB seguido por filtro biológico percolador (sistema UASB/FBP) preenchido com meio suporte baseado em espuma de poliuretano, tem se apresentado como uma tecnologia promissora para o tratamento do esgoto doméstico, sobretudo em países em desenvolvimento (KASSAB *et al.*, 2010). Todavia, a melhoria de desempenho de FBPs a partir de meios suportes ainda é incipiente no Brasil, tendo em vista a relação custo-benefício da pedra britada e padrões de lançamento em coleções hídricas mais flexíveis para matéria orgânica carbonácea e nitrogenada.

A depender das condições operacionais impostas, o uso de meios suportes de retenção intersticial de biomassa pode contribuir para a simplificação de sistemas UASB/FBP com a eliminação da etapa de decantação secundária (ALMEIDA *et al.*, 2011), excluindo a necessidade de gerenciamento do lodo secundário em estações de tratamento de esgoto doméstico. Neste caso, a utilização de espumas de poliuretano em FBPs pós-reatores UASB, parece incrementar a remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal em comparação a meios suportes de retenção superficial (ALMEIDA *et al.*, 2013), possibilitando inclusive uma menor produção de sólidos em sistemas UASB/FBP (UEMURA & HARADA, 2010).

O tamanho dos poros da espuma tende a ser um importante parâmetro, tanto em termos de eficiência de tratamento quanto em termos de custo do meio suporte. Espumas com menor tamanho de poros, em geral, proporcionam um maior tempo de contato entre o líquido percolado e a biomassa retida (TAWFIK *et al.*, 2006). Em contrapartida, espumas com maior tamanho de poros podem possibilitar maior transferência de oxigênio e redução de caminhos preferenciais do líquido no reator, podendo resultar em um melhor aproveitamento do volume de espuma para o crescimento de microrganismos e transformações biológicas. O menor custo associado a espumas com maior tamanho de poros também é um fator, visto a economia proporcionada pela redução do volume de poliuretano.

Neste capítulo, foi avaliada a influência do tamanho de poros da espuma na produção de sólidos, bem como na remoção de matéria orgânica e bactérias indicadoras de contaminação fecal

(coliformes totais - CT e *Escherichia Coli* - *E. coli*) em FBP pós-reator UASB. Adicionalmente, as tendências de remoção de N-amoniaco foram marginalmente analisadas, considerando maiores cargas orgânicas aplicadas aos módulos de espuma.

A meta precípua desta etapa da pesquisa (cumprimento do objetivo específico 2) foi avaliar comparativamente os tipos de espumas de poliuretano, no sentido de observar quando o uso de espumas com maior ou menor tamanho de poros é necessário para a remoção de matéria orgânica e indicadores de contaminação fecal. Tal avaliação forneceu subsídios para a seleção da espuma utilizada no meio suporte desenvolvido para a ampliação de escala (objetivo específico 3 – capítulo 8).

7.2 Material e métodos

O delineamento metodológico desta etapa da pesquisa encontra-se descrito no capítulo 5. A escolha do tipo de espuma para o desenvolvimento do meio suporte utilizado no FBP em escala de demonstração (capítulo 8), foi essencialmente baseada no potencial de remoção de matéria orgânica para a operação sem decantadores secundários. A remoção de indicadores de contaminação fecal foi avaliada no sentido de observar se as concentrações efluentes de CT e *E. coli* podem ser razoavelmente reduzidas com o uso de espumas com tamanho médio de poros entre 1,0 a 0,5 mm.

7.2.1 Aparato experimental

O aparato experimental era composto por um reator UASB retangular (volume útil: 16,8 m³), operado sob regime de hidrograma típico de vazão, dotado de um decantador de alta taxa (lamelar) em um de seus compartimentos de decantação (UASB-DL). O efluente do UASB-DL era encaminhado a três módulos-piloto em paralelo, constituídos respectivamente por diferentes espumas de poliuretano (ver item 5.3.3).

As vazões aplicadas a cada módulo de espuma, em regime de vazão constante (190 a 220 mL.min⁻¹), foram controladas por uma bomba peristáltica digital. Esta faixa de vazões foi previamente determinada com o objetivo de simular as condições medianas de taxa de aplicação superficial às quais os FBPs em escala de demonstração foram posteriormente submetidos (ver item 5.3.4). Na Tabela 7-1 são apresentadas as principais características do sistema UASB-DL e módulos-piloto de espuma.

Tabela 7-1 Principais características do reator UASB e módulos-piloto de espuma

Característica	Reator UASB ^a	Módulos-piloto de espuma
Volume do reator (m ³)	16,8	0,105
Volume de espuma (m ³ .m ⁻³ _{reator})	-	0,42
Tempo de detenção hidráulica (h)	8,6 [5,4 – 17,1]	1,2 ^b

[] Faixa imposta pelo hidrograma típico de vazão

^aReator UASB considerando o uso de decantação de alta taxa

^bTDH teórico calculado em função do volume de espuma e vazão afluyente

7.2.2 Condições de operação aplicadas aos módulos-piloto de espuma

Na Figura 7-1 (a-d) expressam-se os valores de carga orgânica volumétrica (em termos de DQO e DBO) aplicadas aos módulos-piloto, em termos de volume de espuma. É possível verificar que os dados estiveram sistematicamente acima das COV_{DQO} reportadas por Tandukar *et al.* (2006b), Tawfik *et al.* (2006a) e Yoochatchaval *et al.* (2014) para o sistema DHS, considerando o objetivo de remoção conjunta de matéria orgânica e NH_4^+-N . Portanto, os módulos-piloto operaram sob condições de elevada carga orgânica, restritivas a uma adequada atividade nitrificante.

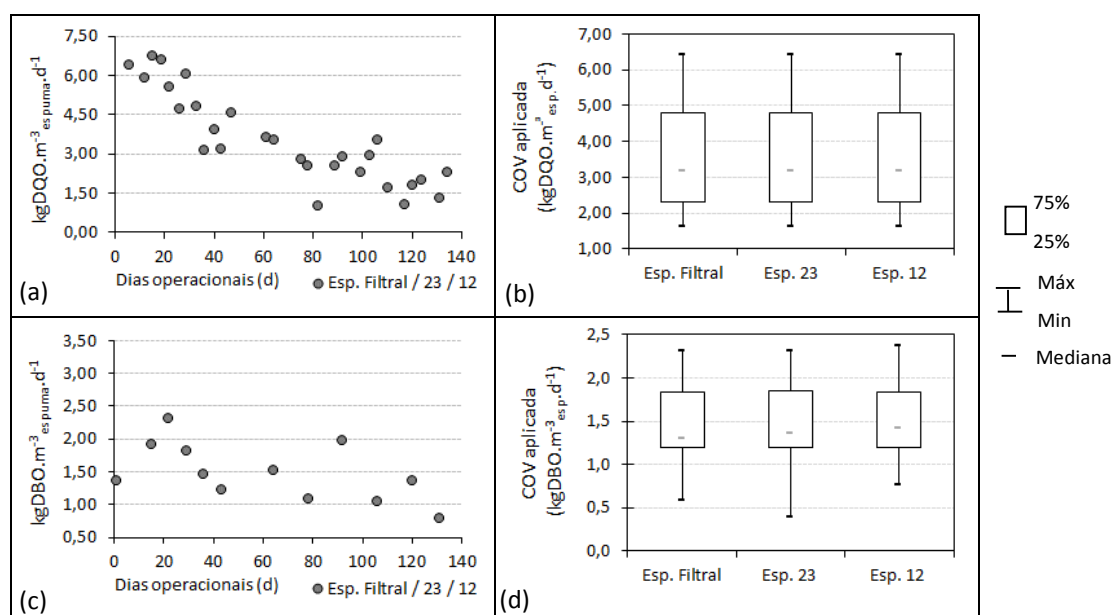


Figura 7-1 Cargas orgânicas volumétricas aplicadas aos módulos-piloto, em função do volume de espuma. (a) Série temporal de COV_{DQO} (b) Box-plot de COV_{DQO} (c) Série temporal de COV_{DBO} (d) Box-plot de COV_{DBO} .

Na Figura 7-2(a-b) são expostas as taxas de aplicação superficial e as cargas de nitrogênio impostas aos módulos-piloto. Nota-se que o controle das TAS permitiu a operação dentro das faixas recomendadas para FBPs de taxa baixa a intermediária. Em relação às cargas de nitrogênio aplicadas (C_{NTK}) os valores estiveram acima das faixas típicas para remoção de N-amoniaco discutidas no item 2.3 da revisão de literatura.

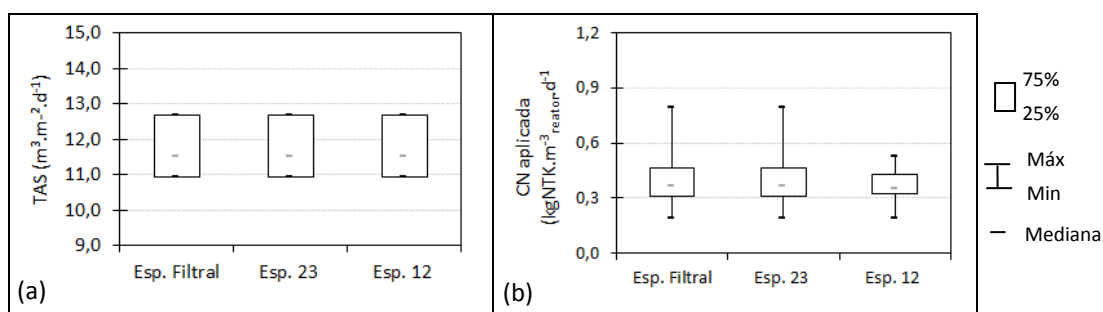


Figura 7-2 Taxas de aplicação superficial (a) e cargas de nitrogênio (b) aplicadas aos módulos-piloto de espuma

A Tabela 7-2 sumariza as principais condições operacionais aplicadas ao aparato experimental durante a investigação.

Tabela 7-2 Condições operacionais aplicadas aos módulos-piloto de espuma

Parâmetro	Valor ^a
Taxa de aplicação superficial ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	11,5
Carga orgânica volumétrica ($\text{kgDQO} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{espuma}} \cdot \text{d}^{-1}$)	3,18 (1,33)
Carga orgânica volumétrica ($\text{kgDBO} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{espuma}} \cdot \text{d}^{-1}$)	1,41 (0,59)
Carga volumétrica de nitrogênio ($\text{kgNTK} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{espuma}} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,87 (0,37)

Em parênteses: valores considerando o volume do reator.

7.3 Resultados e discussão

7.3.1 Remoção de matéria orgânica e retenção de biomassa: avaliação dos diferentes tipos de espuma de poliuretano

Remoção de DQO e DBO. Nas Figuras 7-3a e 7-3b são apresentadas as concentrações e eficiências de remoção de DQO para o reator UASB-DL e para as diferentes espumas de poliuretano. As concentrações de DQO efluentes do reator UASB-DL variaram entre 114 e 188 $\text{mgDQO} \cdot \text{L}^{-1}$ (percentis 25 – 75%), com eficiências de remoção entre 63 e 80% (taxa de remoção mediana: $0,73 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$). Da mesma maneira verifica-se o comportamento em termos de remoção de DBO, na Figura 7-3c. A concentração afluente (esgoto bruto) reduziu-se de 233 para $63 \text{ mgDBO} \cdot \text{L}^{-1}$ (remoção mediana de 76%).

O adequado gerenciamento do lodo anaeróbio nesta etapa da pesquisa pode ter contribuído sobremaneira para o elevado desempenho observado. O reator UASB foi operado com massa de lodo 10% superior à massa mínima, e concentrações de ST na parte mais elevada do compartimento de digestão sistematicamente inferiores a 1,0% (dados não apresentados).

Para os efluentes dos módulos-piloto, pode-se notar concentrações de 110, 95 e 82 mgDQO.L⁻¹ para as espumas Filtral, 23 e 12, com eficiências globais de 76, 80 e 85% (Figura 7-3b), respectivamente. Em termos de concentrações efluentes de DBO, nota-se um comportamento similar entre as espumas investigadas, com valores variando entre 16 e 35 mgDBO.L⁻¹, associados a eficiências globais de remoção entre 86 e 88% (Figura 7-3d). Portanto, as possíveis diferenças em termos de área superficial específica (considerando a microestrutura do poliuretano) e/ou tamanho de poros das espumas não foram expressivas para a remoção de DQO e DBO totais, considerando as condições operacionais impostas (TAS: 11,5 m³.m⁻².d⁻¹; COV: 3,18 kgDQO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹). Adicionalmente, mesmo com COV elevadas ao longo da investigação, observa-se a potencialidade do sistema em operar sem o uso de decantadores secundários, considerando as condições de operação do reator UASB (TDH_{UASB}: 8,6 h; relação massa de lodo/massa mínima: 1,1; concentração de ST no topo do compartimento de digestão < 1,0%).

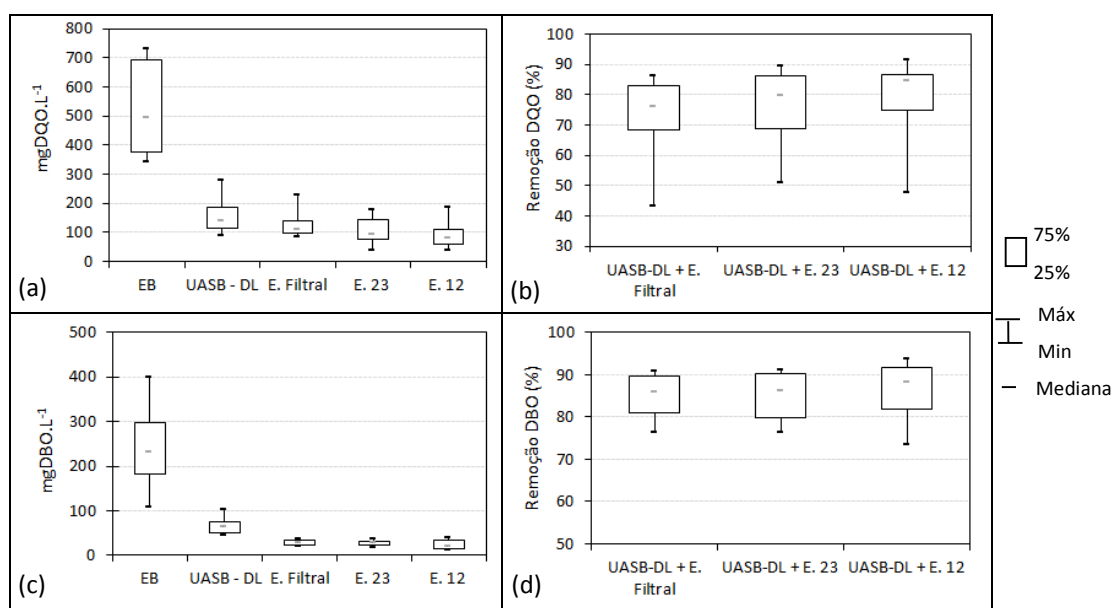


Figura 7-3 Concentrações e eficiências globais de remoção de DQO e DBO no sistema UASB-DL/módulos-piloto. (a) Concentrações de DQO, (b) Eficiências de remoção de DQO, (c) Concentrações de DBO e (d) Eficiências de remoção de DBO.

Na Figura 7-4 ressalta-se o rápido *start up* dos módulos-piloto quanto à remoção de carga orgânica. Neste caso, a estabilidade de concentrações efluentes de DQO foi observada após o dia operacional 30 para todas as espumas de poliuretano investigadas, mesmo sem a utilização de inóculo. O mecanismo de retenção intersticial, associado à possibilidade de rápida adesão celular à matriz de poliuretano, como discutido no item 2.4.4 (revisão de literatura), facilitou a colonização do meio suporte pela biomassa heterotrófica. Nesse sentido, Uemura & Harada (2010) reportam que o sistema DHS tem o potencial de alcançar a estabilidade operacional

cerca de 4 a 6 semanas após o *start up*. Esta característica pode representar uma importante vantagem do sistema UASB/FBP com espuma de poliuretano, como melhor discutido no capítulo 8.

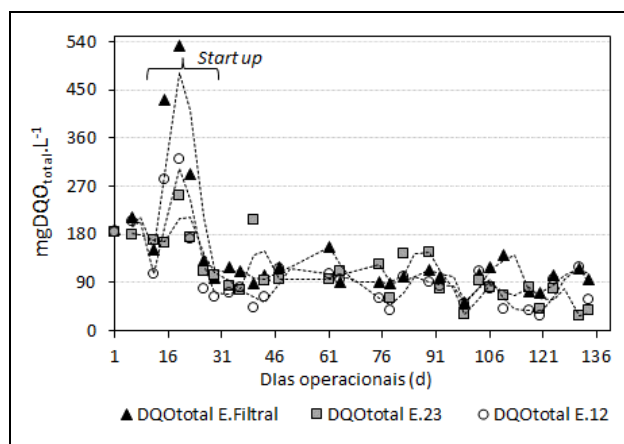


Figura 7-4 Série histórica de concentrações efluentes de DQO_{total} para os módulos-piloto.

Em relação à remoção de $DQO_{solúvel}$ (Figura 7-5), houve diferenças significativas (*Wilcoxon*, $\alpha = 5\%$) somente entre a Espuma Filtral e as demais espumas de poliuretano investigadas. Entretanto, as maiores concentrações de matéria orgânica efluentes da Espuma Filtral podem estar associadas à posterior degradação de sua estrutura física, com o conseqüente decréscimo do volume reacional disponível para os processos de conversão biológica (ver item 7.3.5).

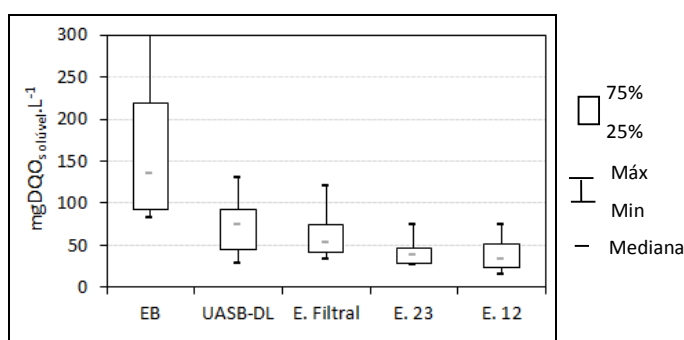


Figura 7-5 Box-plot de concentrações de $DQO_{solúvel}$ para o esgoto bruto e efluentes do sistema UASB-DL/módulos-piloto, para cada espuma de poliuretano avaliada.

Remoção de SST e retenção de biomassa. Nas Figuras 7-6(a-d) apresentam-se as concentrações efluentes e eficiências de remoção de SST e sólidos sedimentáveis para o sistema UASB-DL/módulos-piloto, considerando-se as três espumas de poliuretano avaliadas. O efluente do reator UASB com decantação de alta taxa apresentou concentrações de SST variando entre 32 e 70 $mgSST.L^{-1}$ (remoção mediana: 78%) e concentrações de SSsed variando entre 0,1 e 0,5 $mLSSed.L^{-1}$ (remoção mediana: 93%).

Os efluentes dos módulos-piloto apresentaram concentrações de 45 mgSST.L⁻¹ (Espuma Filtral), 31 mgSST.L⁻¹ (Espuma 23) e 32 mgSST.L⁻¹ (Espuma 12), sendo que 90% dos dados referentes às Espumas 23 e 12 estiveram abaixo de 59 mgSST.L⁻¹. Em termos de concentrações de SSed (Figura 7-6c), verificaram-se medianas de 0,2 mLSSed.L⁻¹, à exceção da E. Filtral, cujo valor (0,5 mLSSed.L⁻¹) foi superior ao registrado para o efluente do reator UASB-DL (0,3 mLSSed.L⁻¹). Tal fato esteve possivelmente associado à degradação da matriz de poliuretano da Espuma Filtral.

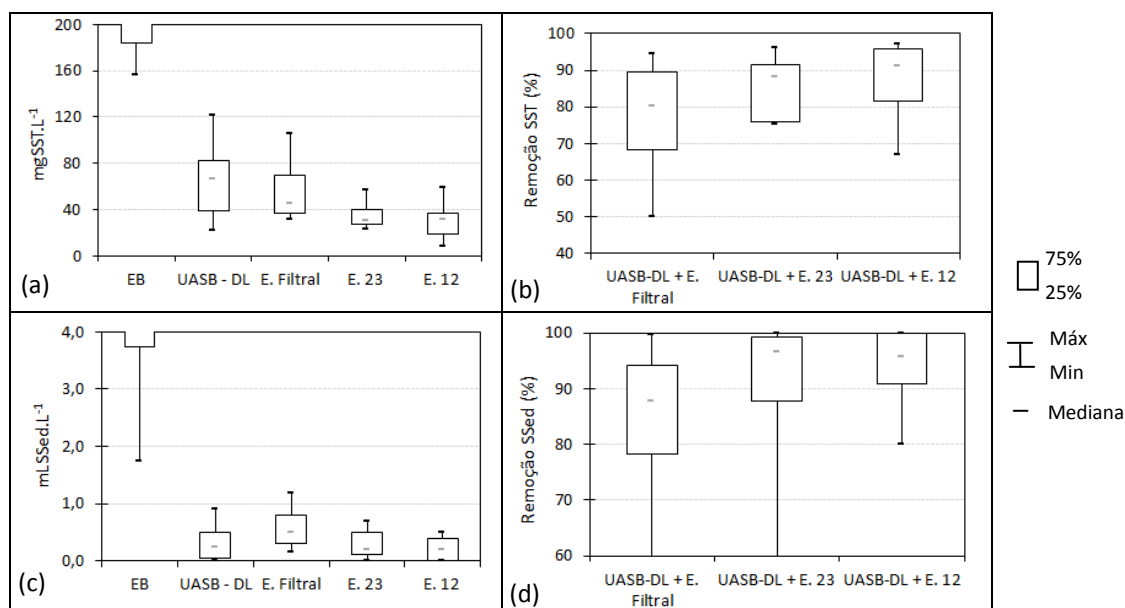


Figura 7-6 Concentrações e eficiências de remoção de SST e SSed do sistema UASB-DL/módulos-piloto. (a) Concentrações de SST, (b) Eficiências de remoção de SST, (c) Concentrações de SSed e (d) Eficiências de remoção de SSed.

Considerando a variabilidade das COV aplicadas aos módulos-piloto de espuma, os resultados obtidos para concentrações de SST e SSed para a E. 23 e E. 12 indicaram um potencial razoavelmente similar em termos de retenção de sólidos para as condições operacionais impostas (TAS: 11,5 m³.m⁻².d⁻¹; COV: 3,18 kgDQO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹). O processo de degradação da E. Filtral ao longo do experimento, limitou a obtenção de indicações mais conclusivas sobre a remoção de sólidos com o uso de espumas com tamanho de poros em torno de 1,0 mm.

Produção de lodo. As produções médias específicas de lodo (Y) para os módulos-piloto foram: 1,53 kgSST.kgDQO_{removida}⁻¹ (E. Filtral), 0,70 kgSST.kgDQO_{removida}⁻¹ (E. 23) e 0,56 kgSST.kgDQO_{removida}⁻¹ (E. 12). Tais valores estão consideravelmente acima da faixa típica identificada na Tabela 2-8 (item 2.4.3), provavelmente em virtude das elevadas COV_{DQO} aplicadas.

Onodera *et al.* (2014), avaliando um FBP pós-UASB preenchido com meio suporte de espuma de poliuretano, a uma COV de $2,03 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{espuma}} \cdot \text{d}^{-1}$, verificaram uma produção de lodo de $0,08 \text{ kgSST} \cdot \text{kgDQO}_{\text{removida}}^{-1}$ (fluxograma com decantador secundário). Entre outros fatores, atribuiu-se a baixa produção de sólidos ao elevado tamanho dos poros da espuma utilizada (1,6 mm). Tal tendência não foi verificada no presente estudo, possivelmente em virtude das diferenças em termos de COV aplicadas ($3,18 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{espuma}} \cdot \text{d}^{-1}$) e, sobretudo, devido a operação sem decantadores secundários.

As produções de lodo excedente observadas para os módulos com as Espumas 23 e 12 situam-se entre os valores esperados para algumas tipologias de reatores aeróbios pós-UASB (METCALF & EDDY, 2003; TANDUKAR *et al.*, 2007) e FBPs sem nitrificação (WEF, 2000). Os valores médios (estimados) de idade do lodo (Θ) e concentrações de biomassa retida para os módulos-piloto foram de 41 dias ($28 \text{ gSV} \cdot \text{L}^{-1}$), 100 dias ($36 \text{ gSV} \cdot \text{L}^{-1}$) e 117 dias ($43 \text{ gSV} \cdot \text{L}^{-1}$) para as Espumas Filtral, 23 e 12, respectivamente. Tais aspectos reforçam a possibilidade de simplificação do fluxograma operacional de sistemas UASB/FBP, mesmo com a aplicação de COV mais elevadas. No entanto, sob tais condições, cabe ressaltar que a operação do reator UASB visando baixas concentrações de sólidos efluentes tende a ser um aspecto de grande influência para a qualidade do efluente final.

Relações alimento/microrganismo. Nas Figuras 7-7a e 7-7b são demonstradas as relações entre sólidos em suspensão voláteis e totais e alimento/microrganismo para os módulos-piloto. A elevada relação SSV/SST, sobretudo para a E. 12, permite inferir que, ainda que o sistema propicie maior idade do lodo, o preenchimento dos poros menores pode acarretar em menor oportunidade para o aprisionamento de biomassa ativa.

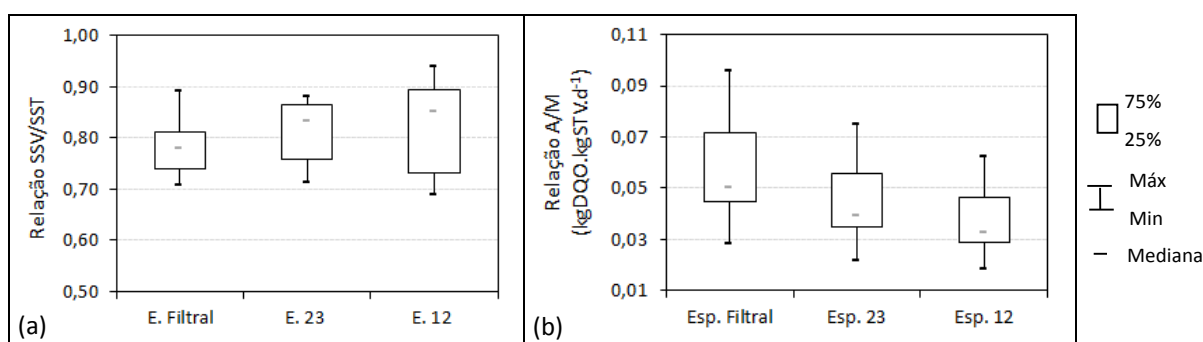


Figura 7-7 (a) Relação SSV/SST dos efluentes do FBP-piloto e (b) Valores estimados da relação A/M para cada espuma de poliuretano investigada.

Os resultados sugerem que as condições nutricionais foram favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos heterotróficos. Os valores da relação A/M ($0,03 - 0,05 \text{ kgDQO} \cdot \text{kgSTV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

(Figura 7-7b) foram superiores aos reportados por Mac Conell (0,02 kgDQO.kgSTV⁻¹.d⁻¹) ((2014a), que operou FBP preenchido com espuma de poliuretano, sob COV mais baixas (0,3 – 0,6 kgDQO.m⁻³reator.d⁻¹). O contínuo aporte de elevada carga orgânica mantém em patamares mais elevados a relação A/M, o que pode ser um dos fatores cruciais para a maior produção de lodo observada, visto não haver condições ideais para a endogenia das frações retidas nas espumas dos módulos-piloto. Tal fato corrobora a baixa eficiência de nitrificação a seguir discutida, visto não haver limitação de substrato orgânico, o que favoreceria a presença de microrganismos oligotróficos.

7.3.2 Inferências sobre a incorporação de OD e remoção de N-amoniaco nos módulos-piloto

Incorporação de OD à massa líquida. Na Figura 7-8 são reportadas as concentrações efluentes de oxigênio dissolvido para o sistema UASB-DL/módulos-piloto de espuma. Os valores estiveram em torno de 4,5 mgO₂.L⁻¹, mesmo com as elevadas COV aplicadas aos módulos (COV_{mediana}: 3,18 kgDQO.m⁻³espuma.d⁻¹). Tal aspecto reforça o potencial do sistema para operação sem o uso de aeração forçada, mesmo com elevadas concentrações de biomassa no volume reacional, usualmente em torno de 30-40 gSSV.L⁻¹ (TANDUKAR *et al.*, 2007; OKUBO *et al.*, 2015)

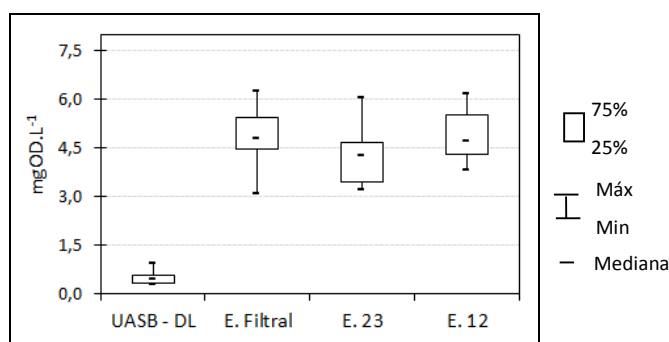


Figura 7-8 Box-plot de concentrações de OD para os efluentes do sistema UASB-DL/módulos-piloto, considerando as espumas de poliuretano investigadas.

Tandukar *et al.* (2005) e Kubota *et al.* (2014) reportaram concentrações efluentes de OD entre 5 e 7 mg.L⁻¹ para o sistema DHS (COV aplicadas: $\geq 0,9$ kgDQO.m⁻³espuma.d⁻¹) (características da espuma de poliuretano não apresentadas). Tawfik *et al.* (2006a), utilizando uma espuma com poros de 0,63 mm, obtiveram concentrações de OD efluente da ordem de 5 mg.L⁻¹ (COV aplicada: 1,6 kgDQO.m⁻³espuma.d⁻¹). Para as condições de operação dos módulos-piloto (COV_{mediana}: 3,18 kgDQO.m⁻³espuma.d⁻¹), nota-se que a espuma com menor tamanho de poros (E.12; < 0,5 mm) apresentou concentrações efluentes de oxigênio dissolvido entre 4,3 e 5,5

mg.L⁻¹, similar aos valores registrados para aquela com maior tamanho de poros (E. Filtral; 1,0 mm). As perdas de massa observadas no módulo-piloto com a Espuma Filtral dificultaram a continuidade das avaliações durante o teste.

Excluindo-se da análise comparativa a Espuma Filtral, visto sua degradação estrutural, cabe frisar que, entre os efluentes das Espumas 23 e 12, os testes estatísticos de hipóteses demonstraram diferenças significativas (*Wilcoxon*, $\alpha = 5\%$) em termos da incorporação de OD à massa líquida, ainda que os valores medianos tenham sido ligeiramente similares. A formação de caminhos preferenciais pode ser um aspecto crucial. Eventualmente, o sistema de distribuição hidráulico de efluentes (vertedores triangulares), operando sob condições de baixa vazão, pode beneficiar um ponto de saída em detrimento de outros. Este fato pode conduzir a redução do tempo de percolação do líquido (curto circuito), bem como a uma sobrecarga pontual, visto o não aproveitamento da integralidade do volume reacional, levando a um maior consumo de OD. *A boa distribuição do efluente foi aspecto primordial para a ampliação de escala (capítulo 8).*

Na Figura 7-9 são reportadas as eficiências de remoção de N-amoniaco observadas nos módulos-piloto de espuma. Em virtude da pequena representatividade dos dados ($n = 6$) e a elevada COV aplicada aos módulos de espuma ($COV_{\text{mediana}} 3,18 \text{ kgDQO.m}^3_{\text{espuma.d}^{-1}}$), as inferências sobre o processo de remoção de N-amoniaco são incipientes. As eficiências de remoção medianas foram de 22% (E. Filtral), 19% (E. 23) e 28% (E.12). Estes baixos valores estão associados ao fato de que as concentrações de $DQO_{\text{solúvel}}$ estiveram acima de 30 mgDQO.L⁻¹ ao longo dos módulos (ver Figura 7-5), dificultando a atividade nitrificante nos sistemas.

Embora as baixas remoções de N-amoniaco observadas possuam evidente associação com as COV aplicadas aos sistemas, as concentrações de OD na massa líquida podem ser um fator adicional para o desempenho dos sistemas. Remoções de N-amoniaco mais elevadas (> 75%) tem sido reportadas para concentrações de OD entre 6 e 8 mgO₂.L⁻¹ ao longo do volume reacional (ARAKI *et al.*, 1999; ALMEIDA *et al.*, 2013). Em condições de menor atividade heterotrófica, o incremento da incorporação de OD ao longo do volume reacional tende a ser observado, resultando em maior disponibilidade de oxigênio para a biomassa nitrificante (MACHDAR *et al.*, 2000).

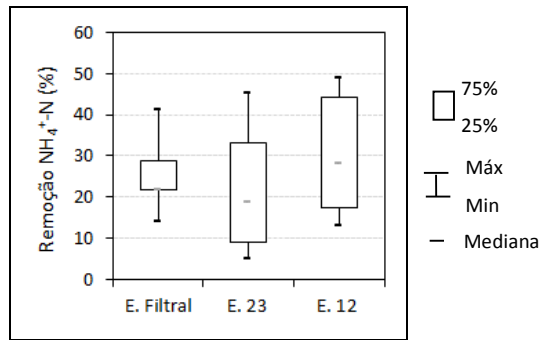


Figura 7-9 Box-plot de remoção de NH₄⁺-N para os efluentes dos módulos-piloto. O número de dados relativos a este parâmetro não permite extrair informações conclusivas.

A tomar pelos dados apresentados na Tabela 2-3 e Tabela 2-12 (itens 2.2.1 e 2.5 da revisão de literatura), as condições de TAS e COV submetidas às espumas de poliuretano avaliadas seriam definitivamente inibidoras da remoção de N-amoniaco em meios suportes de aderência estritamente superficial de biomassa.

7.3.3 Remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal

Nas Figuras 7-10a e 7-10b demonstram-se as concentrações de coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E. coli*) para a fase líquida (pontos de coleta: Figura 5-3, item 5.3.3). As médias geométricas de concentrações de CT e *E. coli* encontradas no esgoto bruto afluente ao sistema foram de $1,3 \times 10^{11}$ NMP/100ml e $3,9 \times 10^{10}$ NMP/100ml, respectivamente, o que condiz com os valores reportados na literatura (CALIJURI *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2013b; ZERBINI *et al.*, 1999). As concentrações de CT e *E. coli* no efluente dos compartimentos de decantação do reator UASB indicaram uma potencial efetividade do decantador lamelar na redução de indicadores de contaminação fecal. Adicionalmente, o tipo de espuma de poliuretano parece influenciar nas concentrações de CT e *E. coli*.

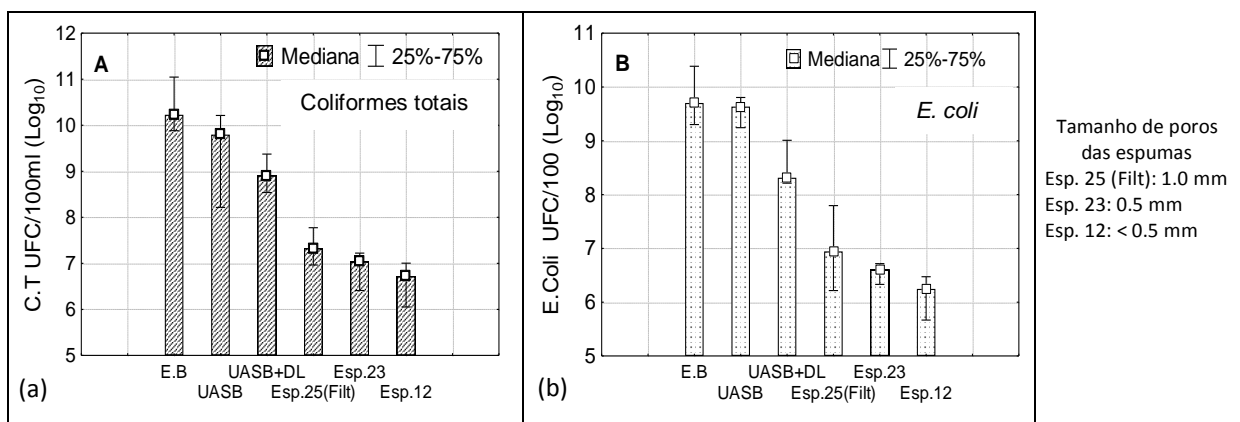


Figura 7-10 Concentrações de organismos indicadores de contaminação fecal. (a) Coliformes totais (C.T.) e (b) *Escherichia coli* (*E. coli*).

Na Figura 7-11a apresentam-se as eficiências de remoção de coliformes totais e *E. coli* para o reator UASB. Como esperado, para o reator UASB sem decantador lamelar foram observadas remoções médias de CT e *E. coli* da ordem de 1,9 unidade log. (94,4 %) e 1,7 unidade log. (92,8 %), respectivamente. Para o reator UASB com decantação de alta taxa, as eficiências médias de remoção de CT e *E. coli* foram de 2,1 unidades log. (97,1 %) e 2,2 (97,9 %), respectivamente. Conforme mencionado, o decantador lamelar atribuiu ao reator UASB um maior potencial de remoção de indicadores de contaminação fecal.

Com relação aos módulos-piloto (Figura 7-11b) foram observadas remoções médias de CT entre 1,9 e 2,6 unidades log (96,5% - 99,2%) e entre 1,8 e 2,7 unidades log (95,1%-99,4%) para *E. coli*, com tendência de incremento da eficiência com a diminuição do tamanho dos poros.

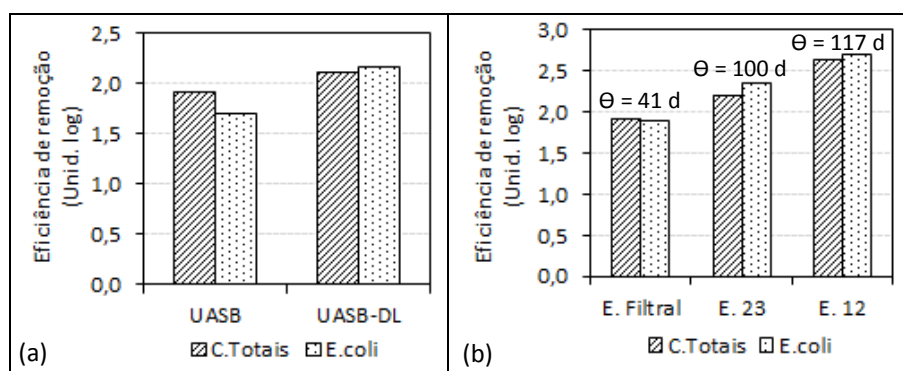


Figura 7-11 Eficiências de remoção de coliformes totais e *E. coli* para: (a) efluentes do reator UASB (UASB; UASB-DL) e (b) efluentes dos módulos-piloto.

O aparente melhor desempenho observado com o uso do decantador lamelar pode estar associado à menor variabilidade das concentrações de SST observadas para o efluente do reator UASB com decantador de alta taxa (UASB-DL), como discutido no capítulo 6. Tal afirmação reside na associação entre frações de coliformes e concentrações de sólidos no efluente (LOGE *et al.*, 2002).

De acordo com os resultados obtidos, o uso de espuma de poliuretano com tamanho de poros de menor magnitude (E. 12) parece ter contribuído não somente para menores concentrações efluentes de CT, mas também para menores concentrações de *E. coli*. Contudo, a aplicação do teste estatístico de Wilcoxon, realizado para comparação das eficiências de remoção entre as Espumas 23 e 12, não indicou diferenças significativas ($\alpha = 5\%$) para a remoção de indicadores de contaminação fecal.

Considerando o tempo de detenção hidráulica teórico ($TDH_{teórico}$) (1,2 h) e a idade do lodo na etapa de pós-tratamento (41-117 d), observa-se que o uso de espuma de poliuretano influencia

o processo de remoção de microrganismos patogênicos. Segundo Tawfik *et al.* (2006b), a redução dos poros da espuma resulta em um maior TDH, sendo um importante fator para os mecanismos de adsorção e predação. De modo complementar, Bomo *et al.* (2003) observaram que espumas com poros de maior dimensão parecem criar menor resistência ao deslocamento do fluido, reduzindo o TDH e a remoção de organismos patogênicos. Portanto, o menor potencial para a retenção de sólidos também é um fator.

Tais observações são compatíveis com o fato de que espumas com maior índice de vazios (menor volume de fibras) podem prover condições menos favoráveis ao desenvolvimento de protozoários e metazoários no sistema (associados aos mecanismos de predação), que, por sua vez possuem cinética de crescimento consideravelmente lento em comparação com bactérias (NI *et al.*, 2009).

As eficiências de remoção de coliformes totais nos módulos-piloto foram superiores ao que se reporta na literatura (VON SPERLING, 2014) para FBP's de alta ou baixa carga (70% - 90%) preenchidos com pedra britada, lagoas facultativas (90% a 99%) ou escoamento superficial no solo (90% - 99%). As eficiências de remoção de CT e *E. coli* foram similares ao que se observa para *wetlands* como unidades de pós-tratamento de efluentes anaeróbios, considerando os dados de Calijuri *et al.* (2009). Portanto, os resultados sugerem que sistemas compactos UASB/FBP, considerando o uso de espuma de poliuretano como meio suporte, tendem a produzir um efluente final com qualidade semelhante ou superior ao observado para alguns fluxogramas que empregam sistemas naturais (p. ex.: UASB/*Wetlands*), em termos de concentrações de CT e *E. coli*. Neste sentido, a tecnologia investigada pode ser uma alternativa quando a limitação de área e as restrições de lançamento em relação a organismos patogênicos são fatores de relevância.

7.3.4 Síntese dos resultados obtidos

A Tabela 7-3 sumariza as concentrações efluentes e eficiências de remoção medianas observadas para o sistema UASB-DL/módulos-piloto, considerando os tipos de espumas de poliuretano avaliadas.

Tabela 7-3 Sumário das concentrações medianas efluentes e eficiências de remoção para o sistema UASB-DL/módulos-piloto

	Concentrações efluentes (mg.L ⁻¹)					Eficiências globais de remoção (%)		
	EB	UASB-DL	UASB-DL/E. Filtral	UASB-DL/E. 23	UASB-DL/E. 12	UASB-DL/E. Filtral	UASB-DL/E. 23	UASB-DL/E.12
SST	280 (342)	67 (34)	45 (48)	31 (22)	32 (20)	80 (31)	88 (10)	91 (12)
SSed ^a	6,0 (34)	0,3 (0,6)	0,5 (1,0)	0,2 (0,6)	0,2 (0,4)	88 (53)	97 (27)	96 (25)
DQO	440 (164)	154 (81)	110 (105)	95 (56)	82 (70)	76 (28)	80 (17)	85 (20)
DBO	194 (105)	69 (20)	28 (7)	28 (7)	21 (10)	86 (7)	86 (10)	88 (9)
NH ₄ ⁺ -N	34 (8)	35 (19)	28 (16)	30 (14)	25 (11)	22 (15)	19 (19)	28 (17)
CT ^b	1,3 x 10 ¹¹	4,1 x 10 ⁹	2,6 x 10 ⁷	1,1 x 10 ⁷	5,0 x 10 ⁶	3,6 (1,2)	4,0 (0,9)	4,2 (1,4)
<i>E. coli</i> ^b	3,9 x 10 ¹⁰	2,1 x 10 ⁹	8,1 x 10 ⁶	3,7 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁶	2,3 (1,3)	2,7 (1,2)	3,0 (1,6)
OD	0,2 (0,1)	0,3 (0,1)	4,8 (1,4)	4,3 (1,2)	4,7 (1,2)	-	-	-
Turbidez	332	77	34	17	18	90	95	95

Em parênteses: desvio padrão

^aConcentrações em mL.L⁻¹

^bEficiências de remoção em unidades logarítmicas

Cabe mencionar que, ainda que os módulos-piloto tenham operado sob condições restritivas para a nitrificação (elevadas COV_{DQO} aplicadas), as concentrações efluentes e eficiências de remoção de carga orgânica e SST observadas para as Espumas 23 e 12, operando sem decantação secundária, assemelham-se àquelas verificadas para o processo de lodos ativados, de acordo com resultados operacionais apresentados em Oliveira & von Sperling (2008). Complementarmente, pelos resultados mencionados na Tabela 7-3 e aspectos discutidos na revisão de literatura (Tabela 2-12, item 2.5), a utilização do meio suporte de retenção intersticial (p. ex.: E. 23 e E.12) apresenta potencialidade quanto à retenção de sólidos e possivelmente de microrganismos de crescimento lento (p. ex: nitrificantes).

7.3.5 Seleção de espuma de poliuretano para a composição de meio suporte visando o preenchimento de sistemas de maior escala

O processo de desenvolvimento do meio suporte baseado em espuma de poliuretano foi retratado no item 5.3.4 do presente trabalho. Para a efetiva fabricação da primeira versão deste material (ver Tabela 5-4), realizou-se uma análise comparativa entre espumas que potencialmente pudessem ser utilizadas, tendo em vista a disponibilidade do material no mercado nacional. O objetivo foi obter uma espuma de poliuretano que atendesse aos requisitos usualmente associados a meios suportes (item 2.2.3 da revisão de literatura), e ainda promovesse satisfatoriamente a melhoria da qualidade do efluente final, de acordo com as premissas e hipóteses definidas para esta etapa de investigações (ver Tabela 4-1).

Quanto à Espuma Filtral, notou-se a partir do 30º dia operacional o início da degradação de sua estrutura física. As perdas de volume do material foram crescentes durante o transcurso do período de testes, o que dificultou o desenvolvimento do estudo comparativo para todos os aspectos definidos nesta etapa da pesquisa. Na Figura 7-12 apresenta-se a sequência de imagens que caracterizam a degradação do material.

Possíveis fatores que explicariam a fragilização da E. Filtral são o processo de abertura de células da espuma de poliuretano para formação dos poros e a incidência de radiação UV durante o desenvolvimento dos testes. Durante a etapa de produção da espuma de poliuretano, a adição de um surfactante que controla o grau de abertura das células pode, em contrapartida, fragilizar a espuma podendo inviabilizar a sua aplicação para determinadas finalidades. Adicionalmente, a incidência de radiação UV no material pode também ter contribuído para a degradação da espuma. Este último aspecto é relevante para o desenvolvimento do meio suporte baseado em poliuretano, visto que no topo do FBP o material de enchimento pode estar diretamente exposto à radiação solar.

Com relação às espumas E. 23 e E. 12, a estabilidade da matriz de poliuretano foi observada durante todo o período do teste. Em termos de desempenho, diferenças pouco expressivas foram observadas entre os módulos de espumas E. 23 e E.12, principalmente em termos de remoção de matéria orgânica. As concentrações efluentes de CT e *E. coli* puderam ser razoavelmente reduzidas com o uso de espumas com tamanho médio de poros em torno de 0,5 mm, e ambas as espumas tenderam a produzir um efluente final com qualidade semelhante ou superior ao observado para alguns sistemas naturais, em termos de concentrações de CT e *E. coli*. Neste sentido, considerando aspectos de custo, optou-se pela Espuma 23 para a efetiva composição da primeira versão do meio suporte.

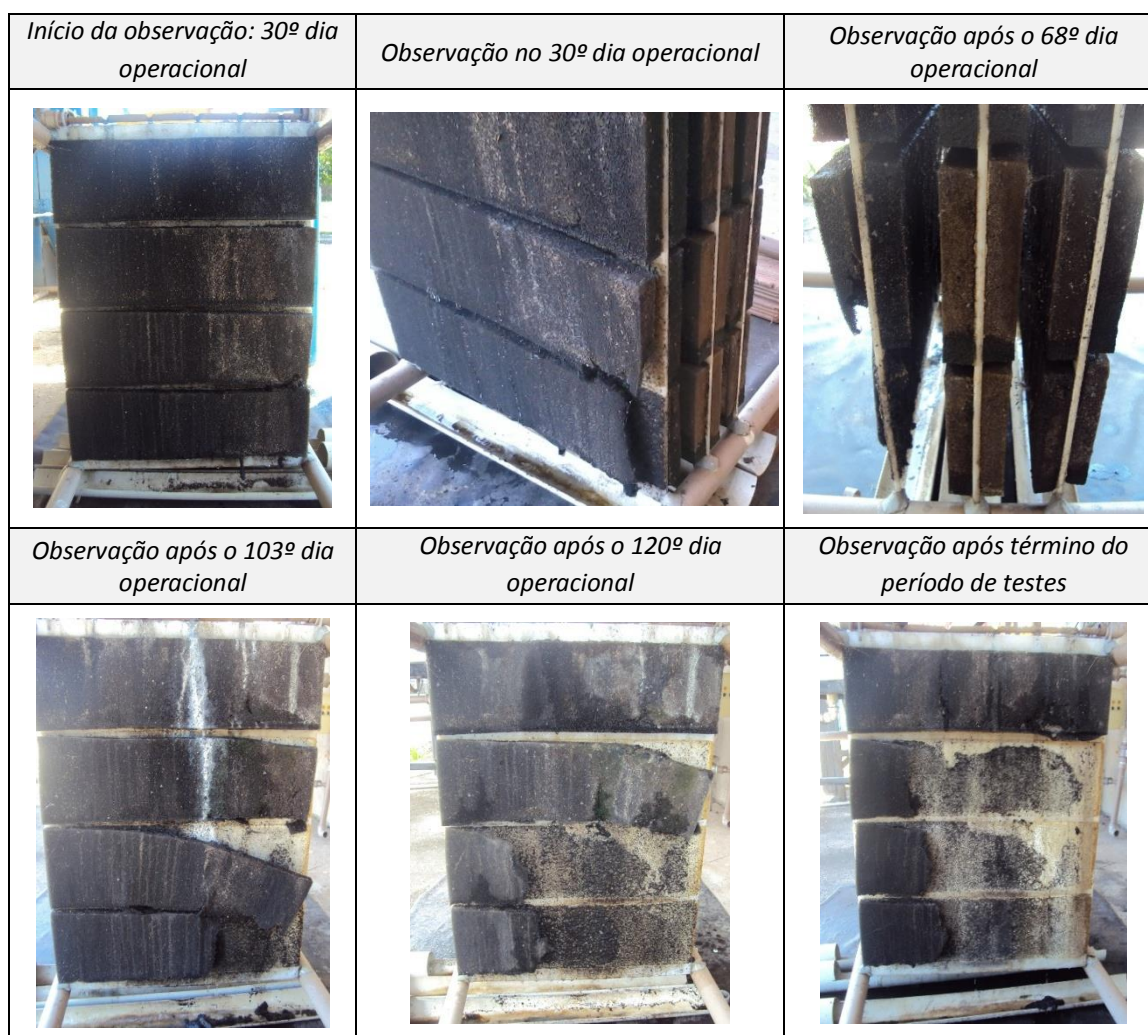


Figura 7-12 Dinâmica de degradação da Espuma Filtral ao longo do período de testes

7.4 Conclusões

Módulos-piloto compostos de três diferentes espumas de poliuretano foram avaliados sob a perspectiva da influência de características físicas de espumas de poliuretano (tamanho de poros) na remoção de matéria orgânica e bactérias indicadoras de contaminação fecal pós-reator UASB. Para condições de elevada carga orgânica pode-se concluir que:

- As diferenças em tamanho de poros menores ou iguais a 0,5 mm não promoveram diferenças expressivas para a remoção de DQO e DBO total, verificando-se ainda potencial razoavelmente similar em termos de retenção de sólidos. Considerando as condições operacionais impostas ao reator UASB e módulos-piloto, observa-se a potencialidade do uso das espumas para a operação sem o uso de decantadores secundários, mesmo em condição de elevada carga orgânica aplicada aos módulos.

- O uso de espuma de poliuretano pós-UASB propiciou eficiências de remoção de CT e *E. coli* semelhantes ao observado para alguns fluxogramas que empregam sistemas naturais (p. ex.: *wetlands* pós-UASB). Neste caso, o uso de decantador de alta taxa no reator UASB parece contribuir para a melhoria de qualidade do efluente. Logo, a tecnologia investigada pode ser uma alternativa quando a limitação de área e as restrições de lançamento em relação a organismos patogênicos são fatores de relevância.
- Apesar do potencial para o uso de espumas com tamanho de poros em torno de 1,0 mm, a degradação do material ao longo dos testes inviabilizou a possibilidade de aplicação da Espuma Filtral para a efetiva composição do meio suporte desenvolvido para sistemas de maior escala. Em virtude do potencial similar entre as espumas com tamanho de poros menores ou iguais a 0,5 mm, principalmente para remoção de matéria orgânica, optou-se pela espuma de densidade 23 (tamanho de poros: 0,5 mm) por aspectos de custo.

8 DESEMPENHO DE FBP PREENCHIDO COM ESPUMA DE POLIURETANO PÓS-REATOR UASB, SOB HIDROGRAMA TÍPICO DE VAZÃO

8.1 Introdução

Os processos sequenciais anaeróbio-aeróbio, a exemplo de reatores UASB seguidos por filtros biológicos percoladores (UASB/FBP), consideram as vantagens individuais destes sistemas sob a perspectiva da simplicidade operacional e potencial para a melhoria da qualidade do efluente. Nesse sentido, ressalta-se a consolidação deste fluxograma de tratamento de esgoto doméstico entre as alternativas para o incremento do tratamento de efluentes, sobretudo em países em desenvolvimento, conforme discutido na revisão de literatura.

Para a simplificação do sistema UASB/FBP, basicamente em relação ao gerenciamento da fase sólida, tal tecnologia tem sido avaliada sob a perspectiva da eliminação de decantadores secundários, visando o controle de cargas efluentes de sólidos nas próprias unidades de tratamento biológico (SILVA & GONÇALVES, 2005; PONTES & CHERNICHARO, 2006; ALMEIDA *et al.*, 2011). Neste caso, o uso de decantador de alta taxa (pelo incremento da área disponível para a sedimentação de partículas) e meios suportes que permitam uma maior idade do lodo no sistema (maior retenção intersticial da biomassa) podem ser importantes estratégias para a redução da probabilidade de falha, considerando os padrões de lançamento previstos em legislações brasileiras. A efetividade da recirculação do efluente final para melhoria de desempenho de FBPs pós-UASB ainda deve ser melhor investigada quando o meio suporte é baseado em espumas de poliuretano.

Embora o potencial de sistemas UASB/FBP tenha sido consolidado por estudos em escala de laboratório à plena (população equivalente 30-1.000.000 habitantes), a aplicação de meios suportes baseados em espuma de poliuretano ainda é limitada pela falta de soluções compatíveis com as demandas associadas a sistemas de maior porte (REYMOND *et al.*, 2012). Adicionalmente, pesquisas que considerem regimes operacionais com maior aproximação ao observado em sistemas de escala plena podem trazer importantes informações sobre comportamentos não observados em sistemas com vazão constante.

Este capítulo visa apresentar uma contribuição efetiva para a simplificação operacional de sistemas UASB/FBP em pequenas comunidades, sendo as condições de projeto e operação

potencialmente transferíveis para sistemas de escala plena. Baseando-se nos resultados reportados nos Capítulos 6 e 7, o objetivo foi avaliar se sistemas UASB/FBP sem decantador secundário são capazes de atender consistentemente a padrões de lançamento de matéria orgânica e N-amoniacoal, quando submetidos a hidrograma típico de vazão e cargas orgânicas aplicadas aos FBPs relativamente elevadas.

8.2 Material e métodos

8.2.1 Aparato experimental

Conforme descrito no capítulo 5, o aparato experimental era composto por um reator UASB retangular (volume útil: 16,8 m³), seguido por dois filtros biológicos percoladores (FBP) retangulares (volume útil: 4,4 m³), em paralelo. O sistema UASB/FBP operava sob hidrograma típico de vazão. Em um dos compartimentos de decantação do reator UASB foi instalado um decantador lamelar (UASB-DL), enquanto o outro compartimento operava sem a interferência de estrutura adicional influenciando a sedimentação de sólidos suspensos (ver item 5.3.1). As taxas de aplicação superficiais (TAS) definidas para os FBPs foram mantidas com a instalação de tubulações subsuperficiais para a retirada de uma alíquota de vazão efluente do reator UASB. O controle das TAS permitiu a operação do sistema dentro das faixas recomendadas para FBPs de taxa baixa a intermediária.

Para fins de convenção, com o intuito de facilitar a apresentação e discussão dos resultados, o FBP que recebia o efluente do reator UASB com decantação de alta taxa (UASB-DL) foi denominado FBP-DL neste capítulo. Na Tabela 8-1 são sumarizadas as principais características do sistema compacto UASB/FBP. Os demais aspectos associados ao aparato experimental são apresentados no Capítulo 5.

Tabela 8-1 Principais características do reator UASB e FBPs

Característica	unid.	Reator UASB	FBP	FBP - DL
Altura útil do reator	m	4,5	3,5	3,5
Volume útil do reator	m ³	16,8	4,4	4,4
Volume de espuma	m ³ .m ⁻³ _{reator}	-	0,40	0,40
Vazão média	m ³ .d ⁻¹	45,5	16,5	13,8
Tempo de detenção hidráulica (TDH)*	H	8,6	2,5	3,0

*TDH_{UASB} para a vazão média; TDH_{FBP} estimado com base no volume de espuma e vazão média aplicada. A vazão média aplicada no FBP-DL foi 20% menor que a vazão média para o FBP (ver item 8.2.2).

8.2.2 Condições de operação e monitoramento do reator UASB e FBPs

Reator UASB. No início da operação do sistema UASB/FBP compacto, a massa de lodo no compartimento de digestão do reator UASB era 40% superior à massa mínima. Após 55 dias operacionais um descarte acidental foi realizado, em que 85% da massa de lodo anaeróbico foi retirada do sistema. Inicialmente, o objetivo do descarte era reduzir as concentrações de ST no topo do compartimento de digestão, de forma que o decantador de alta taxa do reator UASB operasse em condições de baixa relação massa de lodo/massa mínima e concentração de ST em torno de 1,0% na parte superior do compartimento de digestão (conforme indicações do Capítulo 6). Assim, durante parte do período operacional, os FBPs operaram em condições de maior aporte de cargas orgânicas. Os perfis de lodo antes e após o descarte são apresentados na Figura 8-1. Considerando este aspecto, foi possível avaliar como a etapa de pós-tratamento (FBP) foi capaz de manter o desempenho global do sistema, considerando uma menor eficiência do reator UASB.

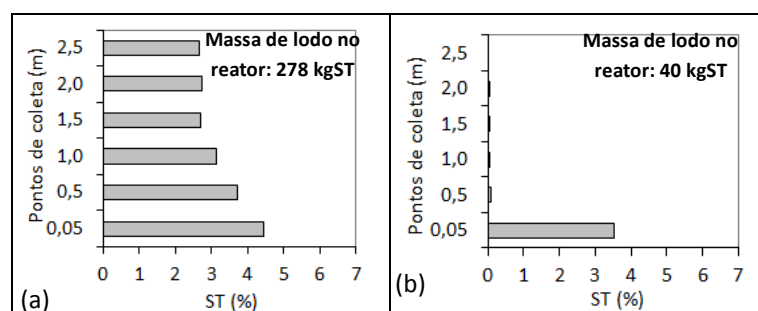


Figura 8-1 Perfis de lodo no compartimento de digestão do reator UASB. (a) Início da operação do sistema UASB/FBP compacto (b) Após descarte aos 55 dias operacionais.

Filtros biológicos percoladores. Inicialmente, os FBPs foram projetados para operar sob condições idênticas de vazão afluyente. Eventuais desníveis entre as calhas coletoras de efluentes dos compartimentos de decantação do reator UASB resultaram em uma operação do FBP com vazão 20% superior ao observado para o FBP-DL. As taxas de aplicação superficiais medianas nos FBP e FBP-DL foram de 12 e 10 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente, como apresentado na Figura 8-2.

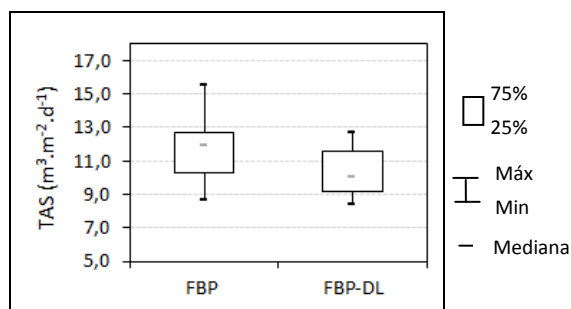


Figura 8-2 Taxas de aplicação superficial medianas aplicadas aos FBPs (considerando o hidrograma típico de vazão)

Em termos de COV aplicadas, os FBPs operaram de forma semelhante em virtude das maiores concentrações de DQO observadas para o reator UASB-DL no período operacional (Figura 8-3). Como observado nas Figuras 8-3(a-b), as COV medianas aplicadas aos FBPs estiveram em torno de $1,9 \text{ kgDQO.m}^{-3}_{\text{espuma.d}^{-1}}$ ($0,4 \text{ kgDBO.m}^{-3}_{\text{reator.d}^{-1}}$) considerando todo o período operacional. Após o descarte de lodo anteriormente mencionado, os FBPs operaram com COV em torno de 2,0 a $2,9 \text{ kgDQO.m}^{-3}_{\text{espuma.d}^{-1}}$ ($0,4 \text{ a } 0,6 \text{ kgDBO.m}^{-3}_{\text{reator.d}^{-1}}$), uma condição considerada restritiva para elevadas taxas de nitrificação (Figura 8-3(c-f)). Conseqüentemente, as cargas de nitrogênio aplicadas estiveram ligeiramente acima das faixas típicas para remoção de N-amoniacoal (ver item 2.3).

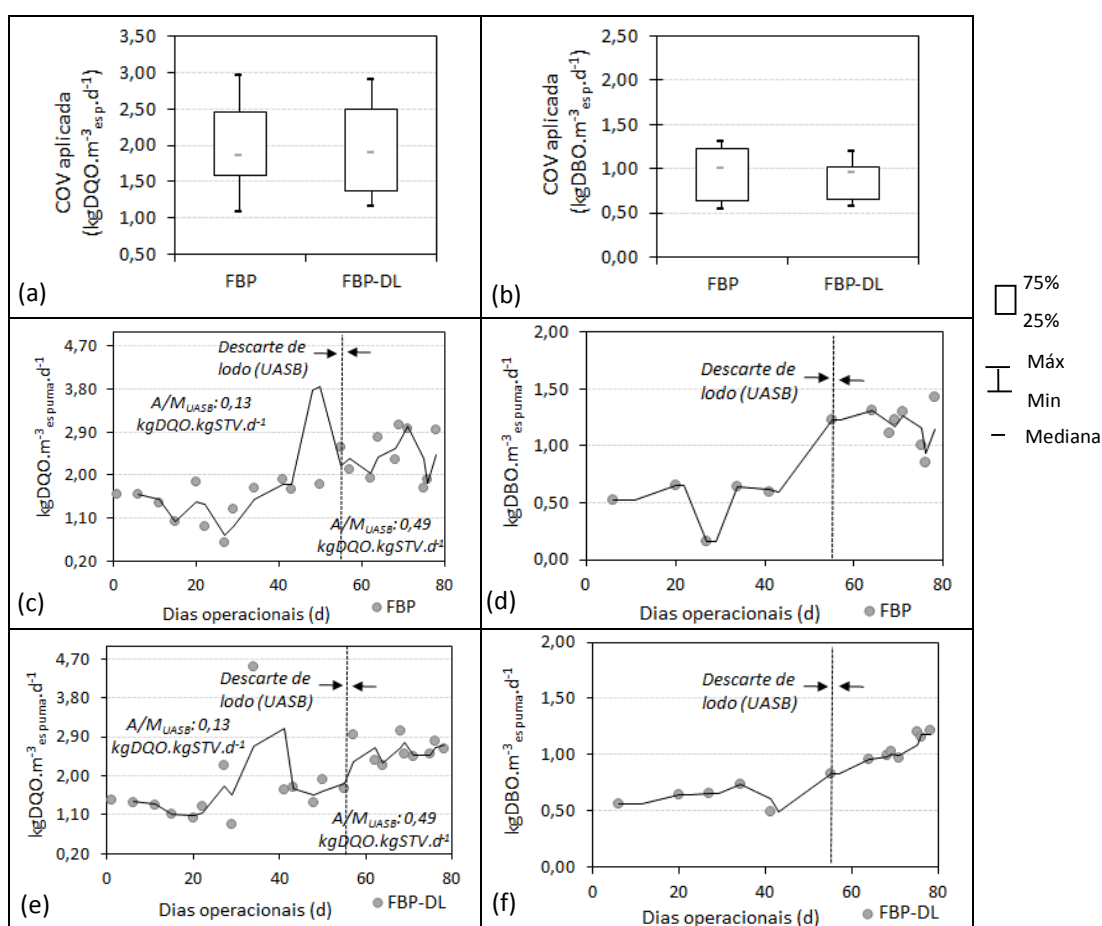


Figura 8-3 Cargas orgânicas volumétricas aplicadas ao FBP e FBP-DL em função do volume de espuma. (a-b) Box-plot e (c-f) Séries temporais de COV_{DQO} e COV_{DBO} aplicadas aos FBPs

A Tabela 8-2 sintetiza as principais condições operacionais aplicadas aos FBPs durante a investigação.

Tabela 8-2 Condições operacionais impostas aos FBPs

Critério	FBP	FBP-DL
Taxa de aplicação superficial ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	12,0	10,0
Carga orgânica volumétrica ($\text{kgDQO} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{espuma}} \cdot \text{d}^{-1}$)	1,86 (0,74)	1,91 (0,76)
Carga orgânica volumétrica ($\text{kgDBO} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{espuma}} \cdot \text{d}^{-1}$)	1,01 (0,40)	0,96 (0,38)
Carga volumétrica de nitrogênio ($\text{kgNTK} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{reator}} \cdot \text{d}^{-1}$)	0,25	0,24

* Quando não indicado, as cargas orgânicas volumétricas foram calculadas em função do volume de espuma. Em parênteses: cargas orgânicas volumétricas médias considerando o volume do reator.

8.2.3 Padrões de lançamento e confiabilidade do sistema UASB/FBP

Padrões de lançamento. Os padrões de lançamento de DBO, DQO e SST adotados para a análise de desempenho e confiabilidade foram $60 \text{ mgDBO} \cdot \text{L}^{-1}$, $180 \text{ mgDQO} \cdot \text{L}^{-1}$ e $100 \text{ mgSST} \cdot \text{L}^{-1}$, conforme a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008. Quanto ao parâmetro N-amoniacoal, o limite de $20 \text{ mgNH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ foi adotado (ver item 2.3.4).

Análise de confiabilidade. O desempenho do sistema UASB/FBP para o atendimento aos padrões de lançamento foi também estudado com o uso de um modelo de confiabilidade. A confiabilidade de um sistema pode ser definida como a probabilidade de um desempenho adequado por um período de tempo, sob uma condição específica (NIKU *et al.*, 1982; OLIVEIRA & VON SPERLING, 2008). A sequência metodológica adotada para a análise foi baseada nos trabalhos de Oliveira (2006). Visando obter informações sobre a distribuição dos dados, os testes de aderência, normalidade e análise gráfica foram aplicados para concentrações efluentes de DQO ($n = 23$), DBO ($n = 13$), SST ($n = 23$) e $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ ($n = 22$).

Uma vez que o estudo se baseou em uma pequena quantidade de dados ($n = 20$, aproximadamente), e que as condições de sazonalidade em um período anual não foram contempladas no estudo, para a aplicação do modelo de confiabilidade foi considerado que:

- (i) as concentrações de DQO, DBO, SST e $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ seguiram uma distribuição lognormal, desde que a análise gráfica não indicasse fugas expressivas para o ajuste à referida distribuição, conforme critério adotado em Almeida (2012).

- (ii) os coeficientes de confiabilidade e as probabilidades de falha obtidas aplicam-se especificamente ao sistema UASB/FBP testado, devendo ser entendido apenas como uma *complementação à análise de desempenho*, sob as condições operacionais impostas. Neste sentido, a análise da tecnologia propriamente dita, visando estabelecer as condições de projeto e operação necessárias para o atendimento de padrões de lançamento, a um determinado nível de confiabilidade, foge do escopo deste capítulo.

8.3 Resultados e discussão

8.3.1 Remoção de matéria orgânica

Remoção de DQO e DBO. Nas Figuras 8-4(a-b) são apresentadas as concentrações e eficiências de remoção de DQO para os sistemas UASB/FBP avaliados. As concentrações de DQO efluentes do reator UASB e UASB-DL variaram entre 159 e 297 e 151 e 342 mgDQO.L⁻¹ (percentis 25 – 75%), respectivamente. As eficiências de remoção estiveram entre 51 e 67% para o reator UASB (taxa de remoção mediana: 0,80 kgDQO.m⁻³.d⁻¹) e 38 e 61% para o reator UASB-DL (taxa de remoção mediana: 0,70 kgDQO.m⁻³.d⁻¹). As menores eficiências médias de remoção de DQO, em comparação com períodos operacionais anteriores (65 - 78%), estão possivelmente relacionadas ao descarte de lodo efetuado (Figura 8-1). Para o sistema UASB-DL/FBP-DL, as concentrações de DQO no efluente final estiveram entre 70 e 98 mgDQO.L⁻¹ (27 - 52 mgDQO_{solúvel}.L⁻¹). As eficiências globais de remoção de DQO foram de 81% e 84%, para os sistemas UASB/FBP e UASB-DL/FBP-DL, respectivamente.

Em relação ao parâmetro DBO, as concentrações efluentes do reator UASB e UASB-DL variaram entre 63 e 134 e 79 e 140 mgDBO.L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção estiveram entre 57 e 69% para o reator UASB e 55 e 61% para o reator UASB-DL. Para o sistema UASB/FBP, as concentrações de DBO no efluente final estiveram entre 33 e 41 mgDBO.L⁻¹, com remoção mediana de 87%. Para o sistema UASB-DL/FBP-DL, as concentrações variaram de 27 a 38 mgDBO.L⁻¹, com uma mediana de 89% de eficiência de remoção de DBO (Figura 8-4(c-d)). Não foram observadas diferenças significativas (*Mann-Whitney*, $\alpha = 5\%$) entre as eficiências globais de remoção de DQO e DBO para os dois sistemas avaliados.

As taxas médias de remoção de DBO para o FBP e FBP-DL estiveram em torno de 0,68 kgDBO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹ e 0,86 kgDBO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹, respectivamente. Estes valores são inferiores ao observado por Onodera *et al.* (2014) operando um sistema UASB/DHS (0,97 kgDBO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹). Visto que as condições operacionais em termos de cargas orgânicas aplicadas foram similares, as diferenças de desempenho podem estar associadas ao regime de vazão, bem como às condições para o metabolismo aeróbio. O sistema DHS foi operado em regime de vazão constante, sendo o volume reacional preenchido com espuma de poliuretano com poros de 1,6 mm (estrutura semelhante à Espuma Filtral - poros de 1,0 mm). As diferenças em termos de circulação do ar pelos reatores também podem ter influenciado as taxas de remoção de DBO.

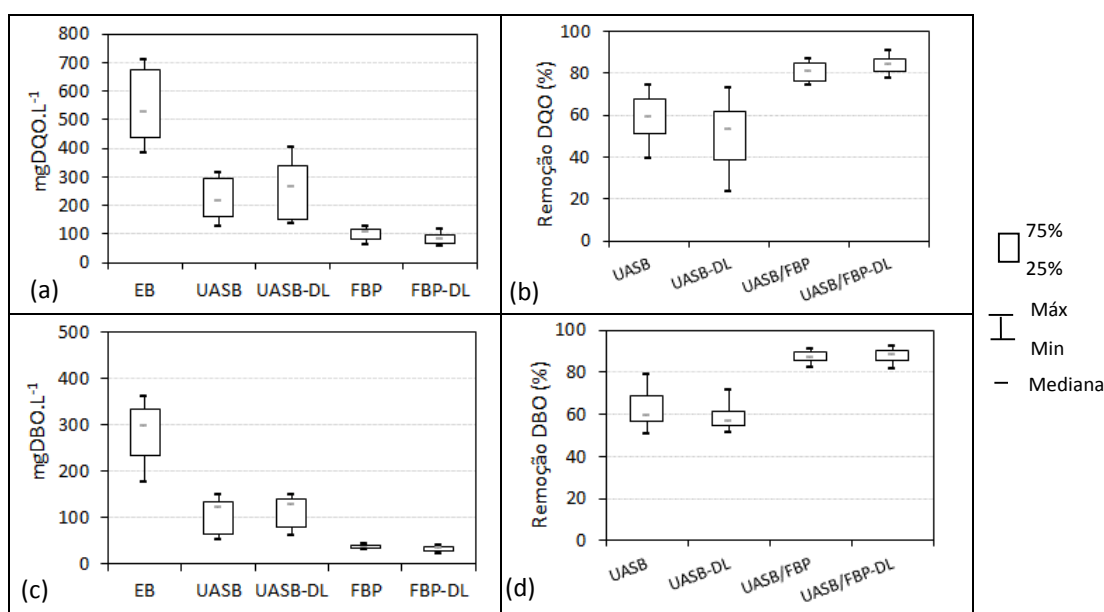


Figura 8-4 Concentrações e eficiências de remoção de DQO e DBO dos sistemas UASB/FBP pesquisados. (a) Box-plot de concentrações de DQO, (b) Box-plot de eficiências de remoção de DQO (c) Box-plot de concentrações de DBO e (d) Box-plot de eficiências de remoção de DBO

Efeito do descarte de lodo nas concentrações efluentes de DQO: operação dos FBPs pós-UASB em condições de COV mais elevadas. Nas Figuras 8-5(a-b) são expostas as séries temporais de concentrações afluentes e efluentes de DQO_{total} e DQO_{solúvel} para os FBPs investigados. Ao longo do período operacional as COV afluentes aos FBPs elevaram-se de 1,5 para 2,0-2,9 kgDQO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹ (0,25 para 0,40 kgDBO.m⁻³_{reator}.d⁻¹) em virtude do descarte de lodo realizado no 55º dia operacional (ver Figura 8-1). No entanto, após o período de *startup* (40º dia operacional) as concentrações efluentes de DQO mantiveram-se em torno de 100 mgDQO_{total}.L⁻¹ e 50 mgDQO_{solúvel}.L⁻¹ (Figura 8-5), não sendo observadas alterações de desempenho em virtude da elevação de COV aplicadas aos FBPs.

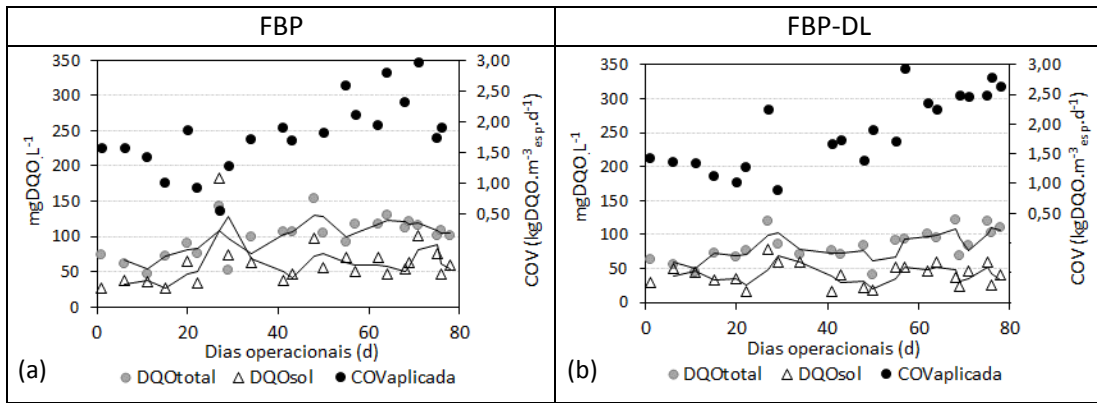


Figura 8-5 Série histórica de COV_{DQO} (afluente), DQO_{total} e $DQO_{solúvel}$ efluente do FBP (a) e FBP-DL (b)

Os FBPs alcançaram estabilidade de eficiência de remoção de DQO após o 40º dia operacional (Figura 8-6a), similarmente ao observado na etapa de investigação em escala piloto (capítulo 7). Esta tendência tem sido frequentemente reportada na literatura para o sistema DHS (TANDUKAR *et al.*, 2006; ONODERA *et al.*, 2013; 2014), podendo ser atribuída ao mecanismo físico de retenção intersticial de biomassa na espuma. As taxas de remoção volumétrica de DQO foram incrementadas em cerca 40% nos FBPs após a elevação da carga orgânica afluente (Figura 8-6b).

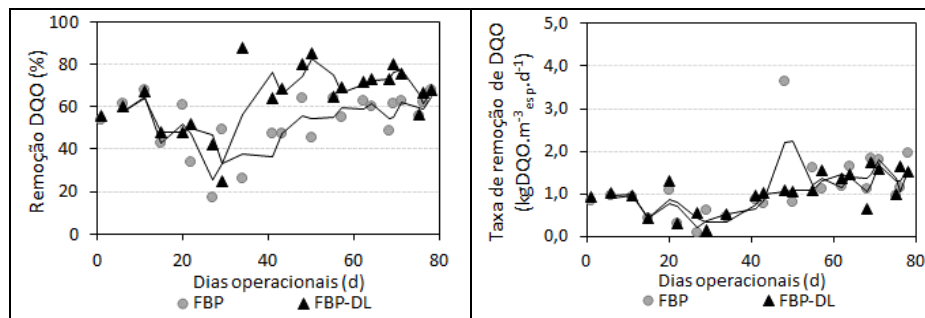


Figura 8-6 (a) Série histórica de eficiências de remoção de DQO e (b) Taxas de remoção volumétrica de DQO nos FBPs ao longo do período operacional

Cabe ressaltar que as concentrações efluente de DQO_{total} foram muito semelhantes ao observado para os módulos-piloto (Capítulo 7), em que a COV mediana era de $3,18 \text{ kgDQO.m}^{-3}\text{espuma.d}^{-1}$. Tais resultados indicam uma tendência de operação de FBPs pós-UASB preenchidos com espuma, submetidos a COV mais elevadas, sem o uso de decantadores secundários. Neste caso, um decréscimo da taxa de nitrificação aparente é esperado, conforme discutido posteriormente (item 8.3.2).

Remoção de SST e SSV. Nas Figuras 8-7(a-b) são apresentadas as concentrações efluente e eficiências de remoção de SST e sólidos sedimentáveis para os sistemas avaliados. Os efluente do reator UASB, sem e com decantação de alta taxa, apresentaram concentrações de SST

variando entre 63 e 91 mgSST.L⁻¹ (remoção mediana: 68%) e 84 e 141 mgSST.L⁻¹ (remoção mediana: 57%), respectivamente. O efluente do FBP apresentou concentrações de SST variando entre 42 e 69 mgSST.L⁻¹ (eficiência de remoção global: 71 e 85%), ao passo que no efluente do FBP-DL verificou-se uma faixa entre 20 e 44 mgSST.L⁻¹ (eficiência de remoção global: 80 a 93%). Em termos de concentrações de SSed (dados não apresentados), foram verificadas medianas de 0,4 mLSSed.L⁻¹ (FBP) e 0,2 mLSSed.L⁻¹ (FBP-DL).

Houve diferença significativa (*Mann-Whitney*, $\alpha = 5\%$) entre as eficiências globais de remoção e concentrações medianas de SST efluentes dos sistemas pesquisados. No entanto, as menores concentrações de SST no efluente final do sistema UASB-DL/FBP-DL não podem ser atribuídas ao uso da decantação de alta taxa no reator UASB-DL, uma vez que a retenção de sólidos pelo decantador lamelar não pôde ser observada nesta etapa da pesquisa. As diferenças entre concentrações efluentes de SST estiveram possivelmente associadas às diferenças de TAS entre os sistemas (ver Figura 8-3). Cabe novamente ressaltar que a operação do sistema UASB/FBP em escala demonstração foi iniciada com excesso de lodo no compartimento de digestão.

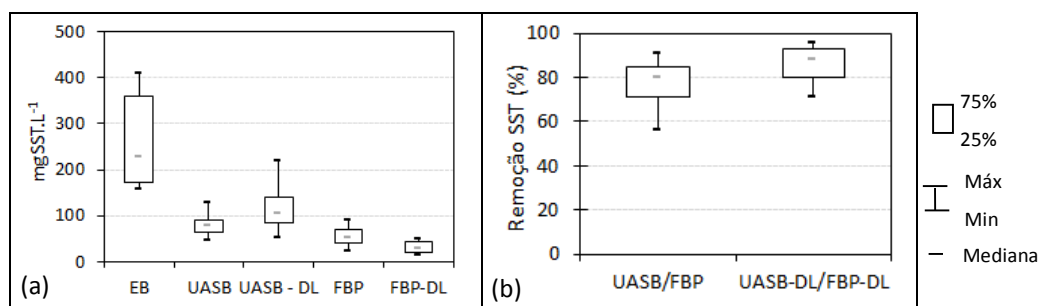


Figura 8-7 Concentrações e eficiências de remoção de SST dos sistemas UASB/FBP. (a) Concentrações de SST afluente (esgoto bruto) e efluentes e (b) Eficiências de remoção de SST.

Os resultados obtidos para as concentrações de SST efluentes do reator UASB reforçam a necessidade de operação com decantadores de alta taxa, considerando o controle das relações entre a massa de lodo anaeróbio e a massa mínima, bem como as concentrações de lodo na transição entre os compartimentos de digestão e decantação, conforme discutido no Capítulo 6. Mesmo após o descarte do lodo, a redução das concentrações de sólidos no efluente do reator UASB não foi satisfatória. Neste caso, em virtude do descarte excessivo de lodo, as frações particuladas no efluente possivelmente estiveram mais associadas ao esgoto bruto do que ao material particulado proveniente da massa de lodo anaeróbio.

As intervenções executadas no aparato experimental para o ajuste da TAS nos FBPs (item 8.2.1), bem como o eventual desnivelamento de calhas coletoras de efluentes do reator UASB,

podem ter influenciando as concentrações de sólidos no efluente do reator UASB-DL. Tais aspectos tendem a influenciar o arraste de sólidos e fluxos preferenciais do líquido, refletindo nas concentrações de sólidos no efluente do reator UASB-DL. Isto reforça a necessidade de especial atenção para o projeto e implantação de calhas coletoras do efluente de reatores anaeróbios, principalmente no caso de uso de decantadores de alta taxa.

Produção de lodo. As produções médias de lodo secundário no FBP e FBP-DL foram 0,47 kgSST.kgDQO_{removida}⁻¹ e 0,16 kgSST.kgDQO_{removida}⁻¹, respectivamente. Tais valores são condizentes com a faixa típica observada na Tabela 2-8 (item 2.4.3), para sistemas UASB/FBP operando sem decantadores secundários. As cargas volumétricas de sólidos efluentes do FBP e FBP-DL foram de 0,18 e 0,09 kgSST.m⁻³_{reator}.d⁻¹, respectivamente. Ressalta-se que o sistema UASB-DL/FBP-DL apresentou índices de produção de sólidos compatíveis com os registrados para fluxogramas que empregam a etapa de decantação secundária, o que reforça a potencialidade de simplificação da tecnologia.

Conforme mencionado anteriormente, as diferenças entre taxas superficiais (TAS) aplicadas aos FBPs (FBP-DL: 10 m³/m².d; FBP: 12 m³/m².d) parecem ter influenciado as concentrações efluentes de SST e, por consequência, a produção de sólidos. Neste caso, além das cargas orgânicas volumétricas, as taxas de aplicação superficiais parecem ser um aspecto relevante para produção de sólidos, mesmo quando FBPs pós-UASB são preenchidos com meio suporte baseado em espuma de poliuretano.

A aplicação de maiores taxas hidráulicas pode estar relacionada à ruptura da integridade estrutural do biofilme via tensão de cisalhamento, com a consequente perda de grandes segmentos de frações volumétricas da matriz biológica (‘*sloughing*’). Tal fenômeno pode ser ainda majorado em virtude das maiores cargas orgânicas aplicadas a ambos os filtros biológicos percoladores (0,40 kgDBO.m⁻³_{reator}.d⁻¹), o que propicia uma dinâmica de rápido crescimento de biomassa heterotrófica nos compartimentos iniciais, induzindo ao aparecimento de zonas inativas no biofilme, que, em última instância, contribui para o desprendimento de parte de sua estrutura (VAN LOODSDRECHT *et al.*, 1995).

Conversão de frações particuladas nos FBPs pós-reator UASB. A conversão de frações particuladas nos FBPs foi verificada sobretudo no FBP-DL (Figura 8-7(a-b)). Para este reator, observou-se uma redução de aproximadamente 65% da concentração de SSV afluente. Como apontado no item 2.4.4 (revisão de literatura), a remoção de sólidos nas espumas de poliuretano

associa-se principalmente à retenção e adsorção de sólidos, seguido de posterior degradação de frações orgânicas biodegradáveis, após a lise e hidrólise celular (TANDUKAR *et al.*, 2007). O consumo de SSV na espuma ($0,26 - 0,43 \text{ kgSSV} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{espuma}} \cdot \text{d}^{-1}$) pode ser favorecido pela elevada idade do lodo no sistema (Figura 8-7(b)). Ainda, as elevadas concentrações de OD e presença de macrofauna (observação visual – vide Figura 8-12(a-b)), podem corroborar para a menor produção de lodo no sistema (ONODERA *et al.*, 2013).

Considerando as condições operacionais impostas, tais resultados tendem a indicar a possibilidade do controle das concentrações efluentes de SST na própria unidade de tratamento biológico (FBP), o que potencializa a não-utilização da etapa de decantação secundária para a redução de concentrações de sólidos no efluente final.

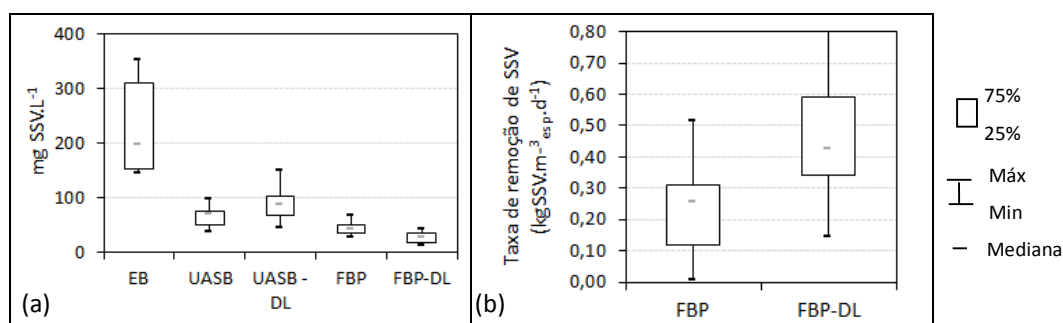


Figura 8-8 (a) Concentrações de SSV afluente (esgoto bruto) e efluentes e (b) Taxas de remoção volumétrica de SSV nos FBPs

8.3.2 Remoção de N-amoniaco

Nas Figuras 8-9(a-d) são apresentadas as séries temporais e as eficiências de remoção de $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ nos filtros biológicos percoladores. No FBP, as concentrações efluentes de $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ estiveram entre $15 - 19 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ (remoção mediana: 37%), ao passo que no FBP-DL os valores variaram entre $13 - 18 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ (remoção mediana: 44%), com 90% dos dados abaixo de $20 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$. Nota-se o efetivo estabelecimento do processo de nitrificação 11 dias após o *start up* dos FBPs (Figura 8-9c), um indicativo da capacidade de retenção de microrganismos de crescimento lento no sistema.

Não houve diferenças significativas de desempenho entre as medianas de eficiências de remoção de $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ nos FBPs (*Mann-Whitney*, $\alpha = 5\%$), e as diferenças em termos de variabilidade dos dados (Figura 8-9) podem estar associadas às diferentes TAS aplicadas aos FBPs (FBP: $12 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$; FBP-DL: $10 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$). Neste caso, o maior desprendimento de biomassa no FBP, observado pelas maiores concentrações de SST no efluente final (Figura 8-7a), não foi suficiente para reduzir de forma significativa a nitrificação aparente no sistema.

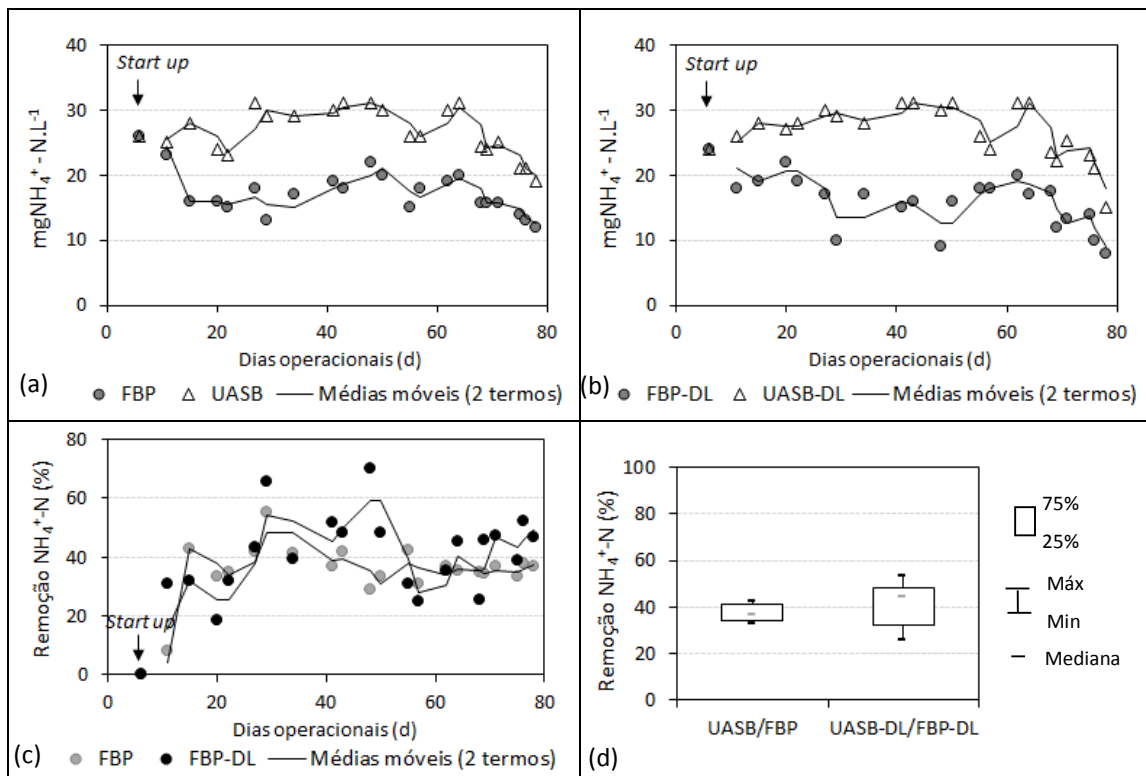


Figura 8-9 (a-b) Série temporal para concentrações de N-amoniaco efluentes do FBP e FBP-DL, (c) Série temporal de eficiências de remoção de N-amoniaco e (d) Eficiências de remoção de N-amoniaco

Cabe ressaltar que sob condições de elevado transiente hidráulico, como discutido na revisão de literatura (item 2.3.2), o processo de nitrificação tende a ser afetado em virtude do aumento das tensões de cisalhamento no biofilme. Todavia, a utilização de meios suportes baseados em espumas de poliuretano parece minimizar tal interferência, provavelmente em função do mecanismo de retenção intersticial, que permite a garantia de elevada idade do lodo e TDH no sistema, associado ao potencial de difusão de oxigênio na matriz porosa.

Nas Figuras 8-10(a-d) são reportadas as atividades nitrificantes aparentes e o balanço entre formas de nitrogênio nos FBPs. A nitrificação parece ter iniciado após 11 dias operacionais (18 - 25 gNH₄⁺-N.m⁻³_{espuma}.d⁻¹), sendo notada efetiva oxidação de N-amoniaco após o 15º dia, com valores medianos de 101 e 99 gNH₄⁺-N.m⁻³_{espuma}.d⁻¹ para o FBP e FBP-DL, respectivamente. Estes valores enquadram-se na faixa típica verificada a partir de outros trabalhos anteriores (Tabela 2-9), considerando condições operacionais semelhantes.

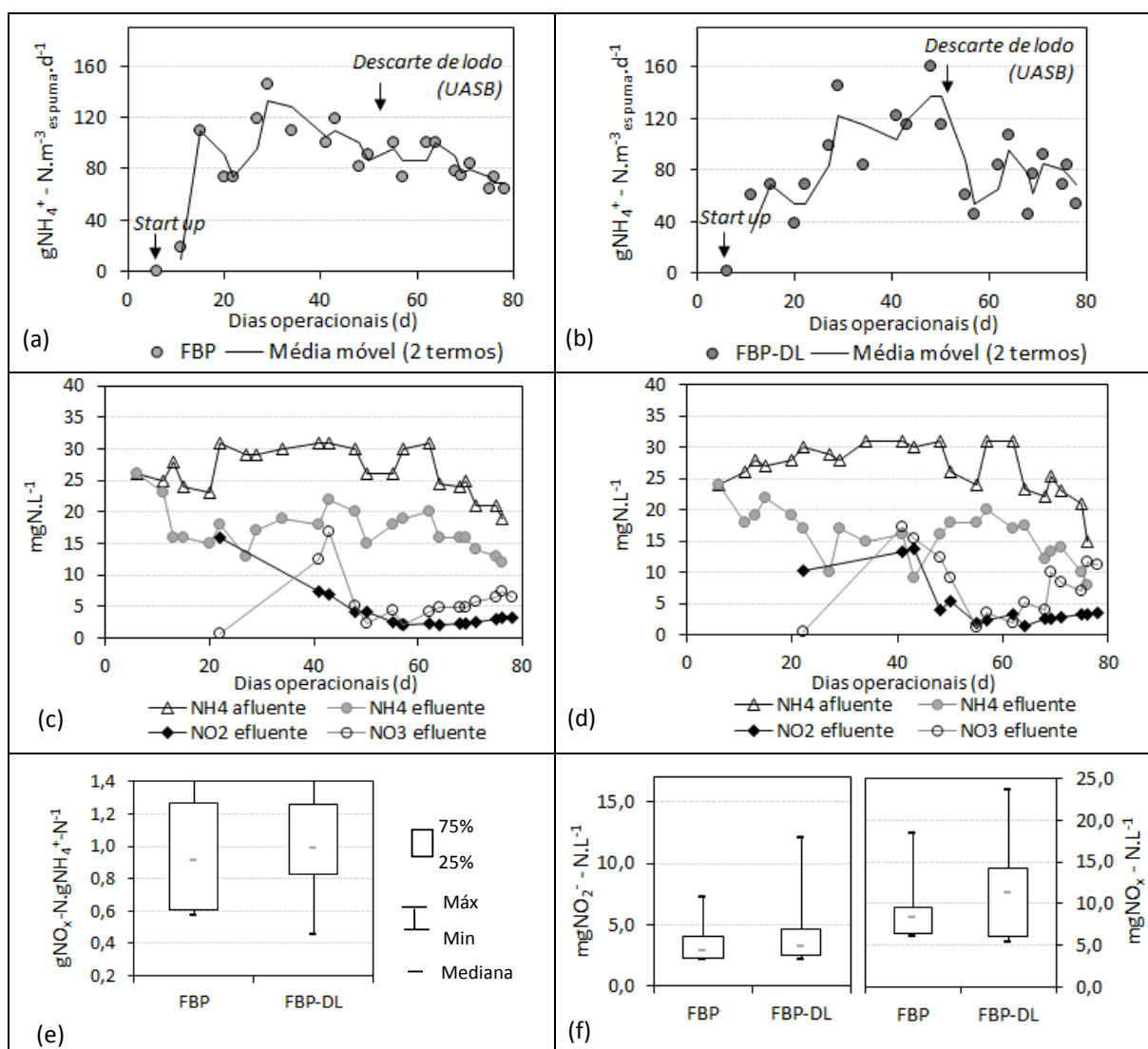


Figura 8-10 Atividade nitrificante aparente (a-b), balanço entre as formas de nitrogênio (c-d), relações $gNO_x^- - N_{produzido} : gNH_4^+ - N_{oxidado}$ (e) e concentrações efluentes de $NO_2^- - N$ e $NO_x^- - N$ para os FBPs pesquisados (f)

Em vista da aplicação de elevadas cargas orgânicas volumétricas, parecem que são conservados nichos para microrganismos que têm menor afinidade por oxigênio (p. ex: bactérias nitrificantes), comparativamente às bactérias heterotróficas, o que pode estar associado ao mecanismo de retenção intersticial (elevada idade do lodo). A evidência de atividade nitrificante pode ser observada pela relação $gNO_x^- - N_{produzido} : gNH_4^+ - N_{oxidado}$ em torno de 1,0 (Figura 8-10e). Tal evidência pode ainda ser suportada pelos relatos acerca da organização espacial de organismos oxidadores de amônia (AOB) em biofilmes, que tende a ocorrer próxima a superfície, valendo-se de maiores concentrações de OD (WIJEYEKOON *et al.*, 2004; CHAE *et al.*, 2012).

Efeito do aumento de COV na remoção de N-amoniacal. Conforme discutido anteriormente, após o descarte de lodo anaeróbico efetuado, a capacidade de digestão da carga orgânica aplicada

ao reator UASB foi reduzida, implicando no incremento das COV submetidas aos FBPs. Este fato se relaciona com o decréscimo de aproximadamente 25% nas taxas médias de nitrificação aparente no pós-tratamento ($101 - 75 \text{ gNH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{espuma} \cdot \text{d}^{-1}$) (Figura 8-11(a-b)). Cabe destacar, que mesmo com tais reduções na remoção de N-amoniaco, 86 e 91% dos dados de concentrações efluentes de $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ para o FBP e FBP-DL, respectivamente, mantiveram-se abaixo de $20 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$. Neste período, as concentrações medianas afluentes de $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$ a ambos os reatores estiveram em torno de $25 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$.

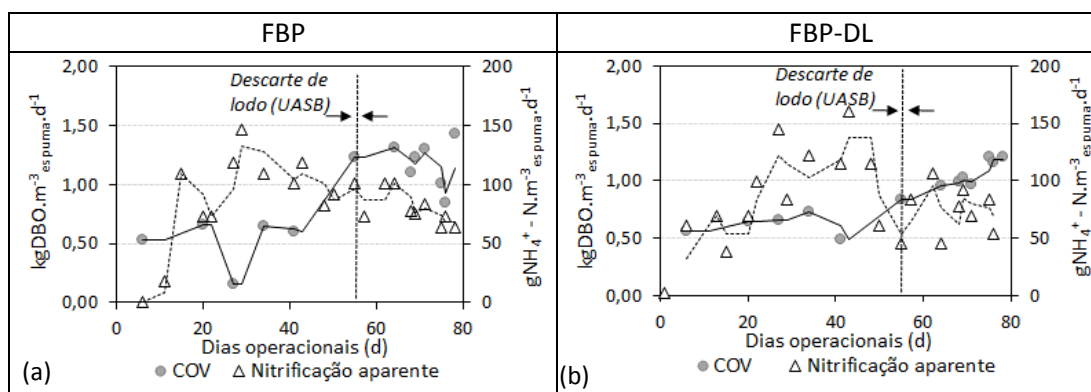


Figura 8-11 Série histórica de COV_{DBO} (afluente) e atividade nitrificante aparente para o FBP (a) e FBP-DL (b)

Nota-se ainda que a acumulação de nitrito percebida após o início da operação apresentou tendência decrescente no transcurso do período de investigação (Figura 8-10(c-d)). No entanto, uma análise dos resultados globais (Figura 8-10f) possibilita evidenciar que o $\text{NO}_2^- \cdot \text{N}$ compõe parcela considerável da concentração de $\text{NO}_x \cdot \text{N}$ efluente, sobretudo com a elevação das COV aplicadas. As possíveis explicações relacionadas ao acúmulo de nitrito são elencadas a seguir.

- A estratégia de ventilação adotada para os FBPs (ver item 5.3.4) pode ter contribuído para uma menor taxa de transferência efetiva de oxigênio, sobretudo nos compartimentos inferiores dos FBPs, os quais destinaram-se à remoção de N-amoniaco. Nestas condições, a maior afinidade por O_2 pelas bactérias oxidadoras de amônia ($K_{\text{O}_2, \text{AOB}} = 0,6 \text{ gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$), em comparação às oxidadoras de nitrito ($K_{\text{O}_2, \text{NOB}} = 2,2 \text{ gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$) (WIESMANN, 1994), pode favorecer o acúmulo de nitrito no sistema.
- Elevada carga orgânica aplicada, com conseqüente deplecionamento do OD disponível: Na presença de matéria orgânica, a disponibilidade de oxigênio para nitrificantes tende a ser menor. Neste caso, à medida que a disponibilidade de oxigênio tende a aumentar pela redução das concentrações de matéria orgânica ao longo do filtro, a afinidade por O_2 passa a ser um fator na competição pelo aceptor de elétron (O_2) entre AOB e NOB.

Caso as porções do FBP predominantemente destinadas à nitrificação sejam sobremaneira reduzidas pelo aumento da carga orgânica aplicada, a disponibilidade de O_2 pode ser limitada para a ocorrência do processo de nitrificação.

- A taxa de crescimento de AOB é superior à de NOB em pH entre 7,9-8,2 (ALLEMAN, 1984). No transcurso do período operacional, o valor mediano de pH observado foi de 8,1 (dados não apresentados).

O crescimento de moscas (aparentemente, família *Psychodidae*) e a presença de organismos tubificídeos (larvas e pequenos anelídeos) em porções dos FBPs (Figura 8-12a; 8-12b, respectivamente), pode também ter influenciado o desempenho do sistema para a remoção de N-amoniacal. A presença de tubificídeos foi provavelmente favorecida pela elevada retenção de biomassa, como indicado na matriz de interações elaborada na revisão de literatura (item 2.3.2, Figura 2-2). Tais organismos tendem a intensificar o desprendimento e fragmentação da matriz microbiana (processos de ‘grazing’ e ‘sloughing’), contribuindo para a redução da abundância de microrganismos nitrificantes no reator (WANNER *et al.*, 2006).

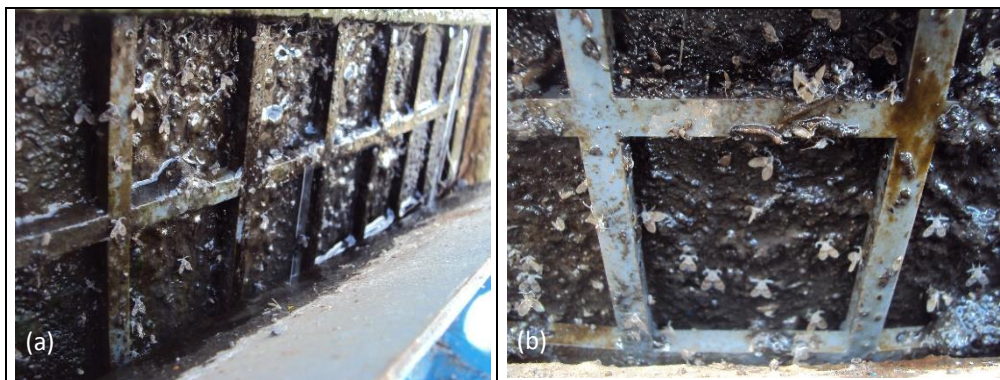


Figura 8-12 Detalhe da presença de moscas (*Psychodidae*) (a) e tubificídeos (b)

Análise de perfis verticais. Na Figura 8-13 são demonstrados os perfis de relações gN/gO_2 (Figura 8-13(a-b)) e parâmetros físico-químicos ao longo dos FBPs (Figura 8-13(c-e)), investigados entre os dias operacionais 71 e 78 (ver item 5.3.4).

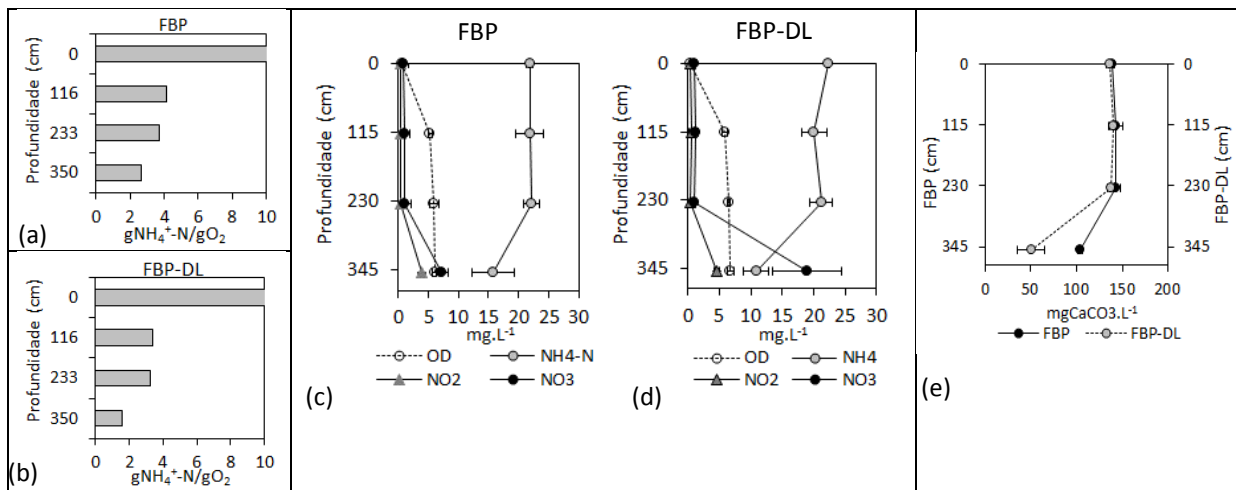


Figura 8-13 Perfis de relações gN/gO_2 (a-b) e parâmetros físico-químicos ao longo dos FBPs (c-e)

Quanto aos perfis de relações $\text{NH}_4^+ \text{-N/O}_2$, nota-se que os valores para ambos os FBPs estiveram acima de $1,5 \text{ gNH}_4^+ \text{-N/gO}_2$ (Figura 8-13(a-b)), o que poderia demonstrar o oxigênio como substrato limitante (MORGENROTH, 2008). Todavia, as concentrações de OD na massa líquida ao longo dos FBPs (Figura 8-13(c-d)) seriam suficientes para garantir uma elevada atividade nitrificante. Neste caso, as elevadas COV possivelmente tenderam a majorar as barreiras para a difusão de OD para o interior do biofilme, em vista do elevado crescimento de microrganismos heterotróficos.

No decorrer do período operacional foi observada em geral uma relação de $6,0\text{-}7,11 \text{ gCaCO}_3\text{consumido/gNH}_4^+ \text{-N}_{\text{oxidado}}$ para os efluentes dos FBPs investigados, condizente com a estequiometria do processo de nitrificação (item 2.3.1 da revisão de literatura). Especificamente para o FBP-DL, verificou-se no compartimento inferior do reator uma concentração de CaCO_3 em torno de 50 mg.L^{-1} , que poderia estar associada a um déficit de carbono inorgânico para a síntese de quimiolitotróficos nitrificantes (Figura 8-13e). Ressalta-se, todavia, que o conjunto de dados operacionais indica uma alcalinidade efluente entre $80\text{-}130 \text{ mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$ para os FBPs, o que permite inferir que este não foi um substrato limitante nas taxas de nitrificação.

Uma possível redução de cargas orgânicas aplicadas poderia induzir a uma expressiva redução da alcalinidade ao longo do volume reacional, o que foi observado por Almeida (2012) em compartimentos inferiores de FBP com espuma de poliuretano, sob COV entre $0,6 - 0,9 \text{ kgDQO.m}^{-3}\text{espuma.d}^{-1}$. Logo, o controle das COV entre tais valores e os investigados na presente pesquisa ($\approx 2,0 \text{ kgDQO.m}^{-3}\text{espuma.d}^{-1}$) parece ser uma eficiente maneira de aproveitamento do volume reacional para a remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniaco. Adicionalmente, uma altura mínima de $3,5 \text{ m}$ de meio suporte parece ser a condição mais adequada.

As concentrações de DQO_{total} ao longo da altura dos FBPs estiveram sistematicamente acima de 80 mg.L^{-1} (Figura 8-14), o que pode ser um fator de explicação adicional à constatação das menores taxas de nitrificação observadas, comparativamente às faixas reportadas na Tabela 2-9 (item 2.4.3.3).

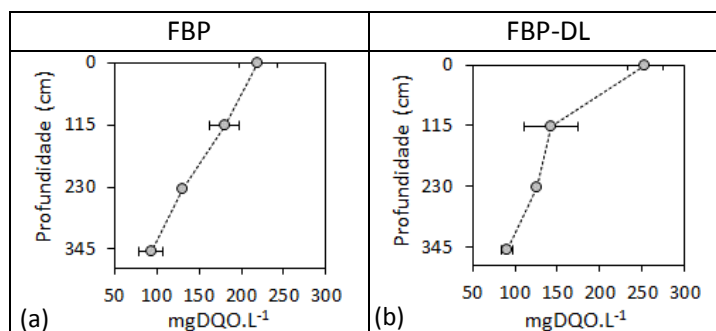


Figura 8-14 Perfis de concentrações de DQO ao longo do FBP (a) e FBP-DL (b)

A análise integrada dos perfis verticais reportados nas Figuras 8-13 e 8-14 permite distinguir duas regiões predominantes nos FBPs. Nota-se que os compartimentos iniciais e intermediários dos FBPs se destinaram preponderantemente à remoção de matéria orgânica, compreendendo cerca de 70% do volume reacional. O compartimento final (após cerca de 2,3 m), em função das menores concentrações de matéria orgânica, permitiu o desenvolvimento de AOB e NOB, com a respectiva remoção de N-amoniacal e produção de formas oxidadas de nitrogênio (NO_2^- e NO_3^-). Tais observações são condizentes com a seleção ecológica ao longo de FBPs com espuma de poliuretano observadas por Onodera *et al.* (2014), Kubota *et al.* (2014) e Mac Conell *et al.* (2013b; 2015), embora no presente estudo o volume reacional destinado à remoção de N-amoniacal tenha sido consideravelmente reduzido em virtude da aplicação de COV elevadas para uma maior atividade nitrificante no sistema.

Inferências sobre a dinâmica de transferência de oxigênio. Ao longo do período operacional, a diferença mediana entre a temperatura ambiente e a temperatura dos efluentes do FBP e FBP-DL foi de 0,3 e 0,1 °C (positivos), respectivamente. Pode-se observar, por meio da Figura 8-15, que os gradientes pontuais de temperatura foram predominantemente positivos, o que poderia implicar em resistências à transferência de OD aos compartimentos iniciais dos FBPs, responsáveis pelas maiores taxas de remoção de carga orgânica. Entretanto, a abertura para ventilação intermediária no FBP (profundidade 1,5 m) parece ter contribuído para minimizar este fenômeno, visto à elevada incorporação de OD à massa líquida (vide Figura 8-13(c-d)). Eventuais gradientes de pressão parcial de algum componente da mistura de gases no ar (p. ex: CO_2 , visto a degradação de matéria orgânica), podem ter contribuído para uma maior ventilação no interior do FBP, associada à maior transferência de oxigênio ao seio líquido (WIK, 2003).

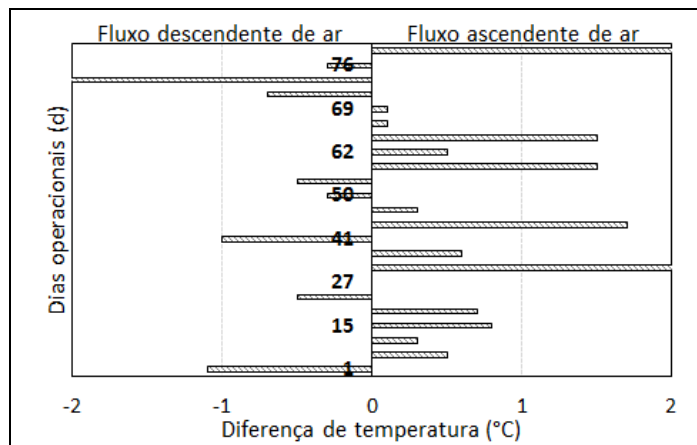


Figura 8-15 Gradientes de temperatura ao longo do período experimental (observações pontuais).

Hipoteticamente, pode-se afirmar que uma maior abertura para ventilação nos compartimentos inferiores poderia estar relacionada a um incremento de incorporação de OD à massa líquida, impactando, sobretudo, nos processos de conversão de N-amoniaco. Para as condições locais (altitude ≈ 900 m; temperatura média ≈ 22 °C), segundo equações discriminadas em von Sperling (1996), a saturação de OD em meio líquido ocorre à concentração aproximada de $8,0 \text{ mgOD.L}^{-1}$. De fato, as estratégias de abertura ao longo dos FBPs relacionam-se à contínua troca da atmosfera interna do reator, a tomar pelas menores concentrações de O_2 no ar observadas por Onodera *et al.* (2014), ao restringir as aberturas de um FBP com espuma de poliuretano.

Aplicando-se a metodologia de avaliação empírica dos requisitos de oxigênio e fluxo de ar, proporcionado pelo gradiente de temperatura entre atmosfera e FBP (não detalhada no presente trabalho) (METCALF & EDDY, 2003), percebe-se que em função das cargas de DBO e nitrogênio aplicadas, os requisitos de OD via ventilação natural não seriam atendidos em 68% do período operacional (dados não apresentados). Neste caso, a pressão promovida via ventilação natural não seria superior às perdas de carga ocorridas no volume reacional. Todavia, nota-se uma fraca correlação (*Spearman*, $\alpha = 5\%$) entre o fluxo de ar proporcionado pelo gradiente de temperatura e os valores de OD ao longo do período operacional. Uma avaliação mais detalhada dos mecanismos e taxas de transferência de oxigênio (TTO), sobretudo em virtude da configuração do meio suporte e estratégia de ventilação adotada, seria apropriada para uma melhor compreensão dos fatores envolvidos. De antemão, pode-se inferir que a elevada superfície específica da espuma de poliuretano pode ser um fator importante, visto que o fluxo global de transferência de um gás depende da área de contato com a fase gasosa (WIK, 2003).

A eficiente incorporação de OD à massa líquida (vide Figura 8-13(c-d)), associada às elevadas idades do lodo propiciadas pela utilização de espumas de poliuretano em FBP, contribuem para

os menores coeficientes de produção de lodo, devido aos mecanismos de predação (ONODERA *et al.* 2013). Ressalta-se neste caso o papel de oligoquetas na redução do lodo, via predação de bactérias e protozoários. Segundo Hendrickx *et al.* (2009), uma alta concentração de oxigênio dissolvido (tal como possível nos FBPs investigados) é necessária para manter a máxima taxa de consumo de lodo pelas oligoquetas. A manutenção de tais organismos concomitantemente com taxas de nitrificação consistentes ainda carece de investigações mais detalhadas, entretanto, pode estar associada ao mecanismo de retenção intersticial em FBPs com meio suporte baseado em espumas de poliuretano.

8.3.3 Inferências sobre a remoção de nitrogênio total

As Figura 8-16a e 8-16b mostram o potencial de remoção de nitrogênio total nos FBPs, considerando a utilização de meio suporte baseado em espuma de poliuretano. Durante estreita faixa operacional, observou-se eficiência mediana de remoção de N_{total} entre 9 a 20%. Este aspecto pode estar relacionado ao maior aporte de frações orgânicas diretamente biodegradáveis após o dia operacional 55. As Figura 8-5(a-b) (item 8.3.1) tendem a reforçar tal hipótese, visto ao maior incremento de DQO_{total} relativamente à $DQO_{solúvel}$. Complementarmente, na Figura 8-16c é demonstrada uma tendência a relações positivas entre o acréscimo da COV afluyente e a remoção de NT nos FBPs. Todavia, este comportamento não foi estabelecido definitivamente, provavelmente em função do decréscimo de frações orgânicas retidas nos FBPs. Um período operacional maior seria apropriado para a investigação da remoção de NT nos FBPs.

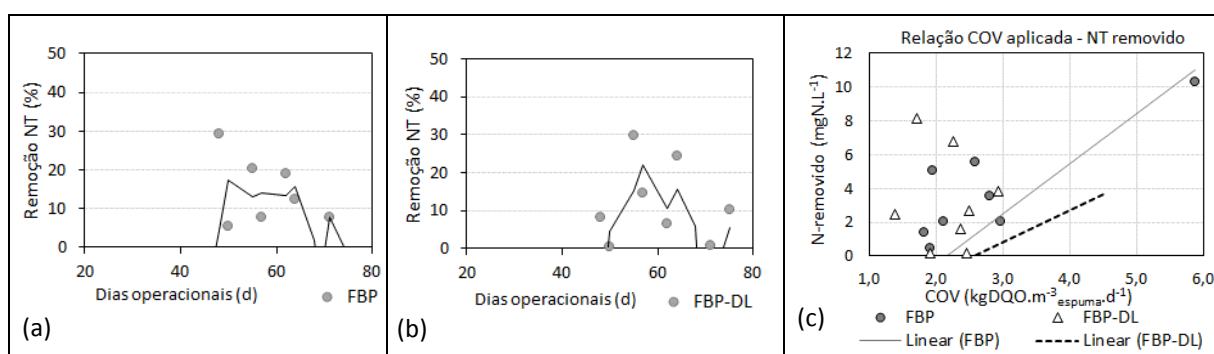


Figura 8-16 Eficiência de remoção de N-total observada em período específico para os FBPs (a-b) e (c) Relação $COV_{aplicada}/N_{total}$ removido nos FBPs.

As concentrações efluentes de nitrogênio total permitem inferir que ocorreu um processo simultâneo de nitrificação e desnitrificação nos FBPs, durante certa faixa operacional. Visto os mecanismos reportados na revisão de literatura e resultados operacionais de FBPs com espuma de poliuretano, pode-se inferir que a nitrificação esteja ocorrendo em porções aeróbias com limitação de substrato orgânico, logo abaixo das camadas iniciais do biofilme, dominadas por

bactérias heterotróficas. Quanto à desnitrificação, provavelmente existem nichos anóxicos no interior dos poros da espuma de poliuretano, onde o substrato limitante (NO_3^- -N) consegue se difundir. A baixa produção de sólidos pode ser uma evidência adicional que suporta tal afirmativa, visto a possibilidade de hidrólise da biomassa inativa e liberação de componentes solúveis, utilizados como doadores de elétrons pelas bactérias desnitrificantes (EKAMA & WENTZEL, 2008). Complementarmente, ainda que a concentração de OD na massa líquida seja elevada (5,8 a 6,5 mgOD.L⁻¹), o biofilme tem condições de preservar nichos anóxicos (BIESTERFELD *et al.*, 2003).

Para o período em que foi observada a remoção de nitrogênio total, notou-se concomitantemente a recuperação de alcalinidade do meio, com boa correlação (*Spearman*, $\alpha = 5\%$) entre os parâmetros, sugerindo a ocorrência de desnitrificação heterotrófica. Adicionalmente, a relação entre alcalinidade consumida e N-amoniaco oxidado foi reduzida para aproximadamente 5,5 gCaCO₃consumido/gNH₄⁺-N_{oxidado}. Os potenciais redox medianos verificados no efluente de ambos os FBPs foram da ordem de 108 mV (dados não apresentados) para o respectivo período onde foi notada a remoção de NT. Estas condições são indicativas de ambientes propícios à redução de nitrato (desnitrificação) (FAULWETTER *et al.*, 2009).

8.3.4 Remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal

Nas Figuras 8-17(a-d) são reportadas as concentrações e eficiências medianas de remoção de coliformes totais e *E. coli* para os sistemas pesquisados. Nota-se que a remoção global de CT para os sistemas UASB/FBP e UASB-DL/FBP-DL foi de aproximadamente 4,3 unidades logarítmicas. Quanto à remoção de *E. coli* foram notadas eficiências medianas globais de 3,5 unidades log, para ambos os sistemas.

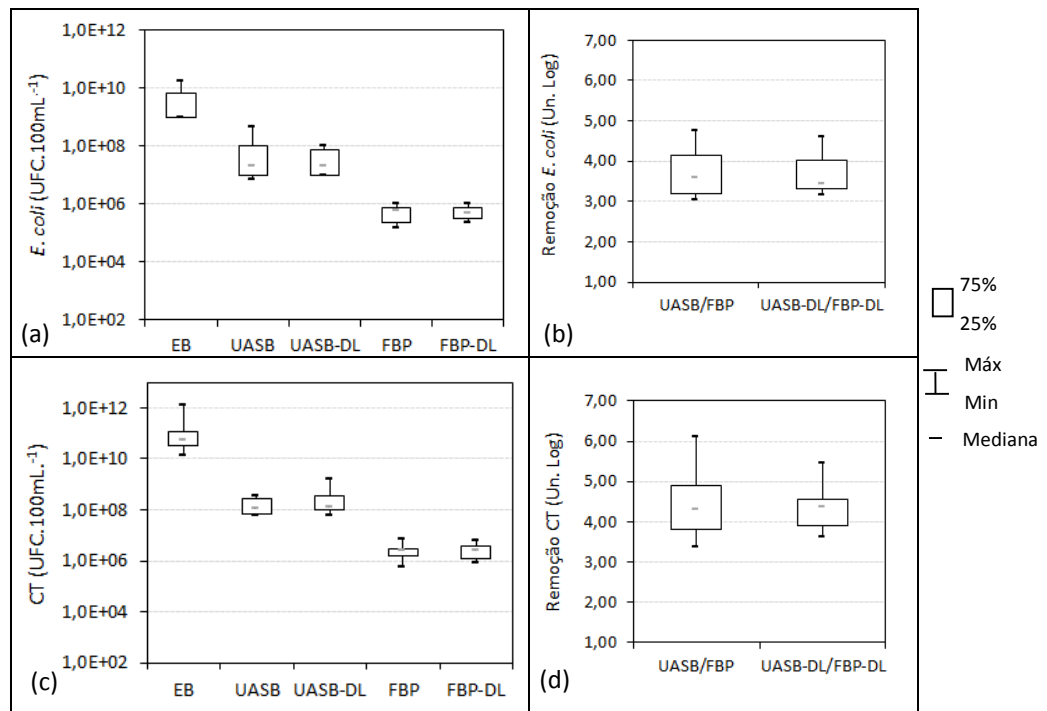


Figura 8-17 Concentrações efluente (a-b) e eficiências de remoção de coliformes totais e *E. coli* (c-d) para os sistemas avaliados.

Entende-se que os mecanismos de remoção sejam os mesmos discutidos no capítulo 6 e subsidiariamente no item 2.4.3 da revisão de literatura. Todavia foram verificados valores ligeiramente mais elevados de remoção para CT e *E. coli* para o reator UASB (com e sem decantação de alta taxa), acima dos comumente registrados na literatura (VON SPERLING, 2014). Tal aspecto provavelmente esteve relacionado à maior massa de lodo no sistema durante o início dos testes. Um fator pode ser destacado: para esgotos mais diluídos, com menores concentrações de *E. coli* (p. ex: $1,0 \times 10^8$ NMP/100ml), provavelmente os sistemas investigados tenham capacidade de reduzir o número de organismos a níveis passíveis da reutilização do efluente na agricultura, com restrições (WHO, 2006).

8.3.5 Ensaio de traçador: indicações sobre o comportamento hidrodinâmico dos FBPs

Na Tabela 8-3 são sintetizadas as principais características e resultados dos ensaios hidrodinâmicos realizados nos FBPs. Para a validação dos experimentos seria necessária a recuperação de no mínimo 85% da massa inicial de traçador aplicada (COSSIO, 1993). Para os testes conduzidos, observou-se recuperação do traçador superior a 95%. Ressalta-se que as vazões médias instantâneas aferidas durante a realização dos ensaios foram de 28 e 22 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ para o FBP e FBP-DL, respectivamente, as quais são correspondentes a tempos de detenção hidráulica teóricos ($\text{TDH}_{\text{teórico}}$) de 99 e 129 minutos.

Tabela 8-3 Características e resultados dos ensaios hidrodinâmicos realizados nos FBPs

Parâmetro	FBP	FBP-DL
Vazão média de alimentação durante o ensaio ($m^3 \cdot d^{-1}$) ^a	28	22
TDH _{teórico} (minutos)	98,5	128,8
TDH _{médio} (minutos)	63,6	68,9
Duração da injeção do pulso (min)	5	5
Duração do teste (h)	9,4	9,4
Número de tanques em série (N)	5	4
Coefficiente de determinação – R ²	0,77	0,89
Número de dispersão	0,11	0,14
Eficiência volumétrica	0,645	0,53
Fração de zonas mortas	0,355	0,47
Recuperação do traçador (%)	97,9	100,4

^aVazão média aferida no dia de realização do ensaio. As vazões foram discretizadas em função do hidrograma típico, sendo aferidas em campo no momento de coleta das alíquotas.

Os tempos médios de residência observados (TDH_{real}) foram de 64 e 69 minutos para o FBP e FBP-DL, respectivamente, associados a eficiências volumétricas de 65 e 53%. Ainda que se tenha verificado adequado funcionamento do distribuidor mecanizado de efluentes (observações de campo), a fração de zonas mortas parece indicar um subaproveitamento do volume reacional dos FBPs, sobretudo do FBP-DL. A Figura 8-18(a-b) ilustra alguns pontos aparentemente subutilizados do meio suporte, próximos às laterais dos reatores. No entanto, resultados de modelagem matemática apontam para uma dinâmica de contínua mudança acerca da localização de fluxos nos poros da espuma de poliuretano, condicionada pelas tensões de cisalhamento e lise da biomassa retida (BOTTERO *et al.*, 2013). Tal dinâmica pode minimizar, em uma operação de longo termo, a incidência de zonas mortas no reator.



Figura 8-18 Frações de zonas mortas nos FBPs investigados (a-b).

A configuração adotada para o projeto e fabricação do meio suporte objetivou a redução de fluxos preferenciais do líquido, via instalação intercalada das peças do meio suporte (ver Figura 5-6(b-c) – item 5.3.4). Destaca-se que os ensaios foram realizados em um curto espaço de tempo

após o *start up* do sistema (31 dias), considerando uma tendência de estabilidade quanto à remoção de matéria orgânica nos FBPs. Os resultados relatados por Tandukar *et al.* (2006b) e Uemura *et al.* (2012a) indicam expressivo incremento no TDH_{real} com o aumento da retenção de biomassa na espuma de poliuretano. Tais diferenças entre TDH_{teórico} e TDH_{real} estiveram entre 34% (após *start up*) e 9% (após 100 dias operacionais). Uma das possíveis explicações pode estar associada à diminuição do potencial hidrofóbico das espumas ao passo que o biofilme se desenvolve no interior e superfície dos poros.

O regime de escoamento nos FBPs tendeu ao modelo de fluxo em pistão com dispersão. O ajuste da curva de distribuição de tempos de residência foi efetuado por meio da função gama (Figura 8-19) (KADLEC & WALLACE, 2009), indicando o comportamento similar ao de 5 tanques em série para o FBP e 4 tanques em série para o FBP-DL. Os números de dispersão, calculados pela metodologia descrita por Metcalf & Eddy (2003), foram de 0,10 e 0,12 para o FBP e FBP-DL, respectivamente. Estes valores indicam uma dispersão moderada e alinham-se aos valores reportados por Tandukar *et al.* (2006 a, b) para o sistema DHS.

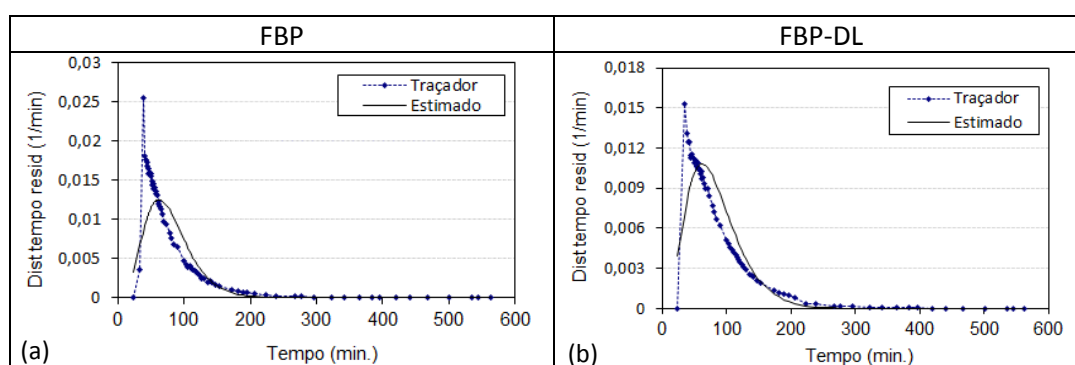


Figura 8-19 Gráficos de ajuste à distribuição dos tempos de residência (função gama) nos ensaios realizados nos FBP (a) e FBP-DL (b).

8.3.6 Síntese dos resultados obtidos

A Tabela 8-4 sumariza as concentrações efluentes, eficiências de remoção (em termos de medianas) e demais dados operacionais registrados para os sistemas compactos UASB/FBP e UASB-DL/FBP-DL.

Tabela 8-4 Sumário das concentrações efluentes, eficiências de remoção e demais dados operacionais dos sistemas compactos UASB/FBP e UASB-DL/FBP-DL

	Concentrações efluentes (mg.L ⁻¹)					Eficiências de remoção (%)	
	EB	UASB	UASB/FBP	UASB-DL	UASB-DL/FBP	UASB/FBP	UASB-DL/FBP
SST	229 (106)	79 (40)	53 (35)	106 (63)	30 (17)	80 (21)	88 (11)
SSed ^a	6,0 (3,8)	0,3 (0,9)	0,4 (0,5)	0,3 (0,9)	0,2 (0,4)	94 (26)	97 (15)
DQO	527 (144)	218 (83)	105 (27)	267 (119)	83 (23)	81 (6)	84 (5)
DBO	297 (75)	123 (40)	35 (6)	127 (37)	35 (7)	87 (5)	89 (5)
NTK	26 (4)	27 (4)	18 (4)	27 (3)	17 (4)	37 (17)	35 (19)
NH ₄ ⁺ -N	25 (5)	26 (4)	17 (3)	28 (4)	17 (4)	37 (6)	44 (13)
NO ₂ ⁻ -N	0,3 (0,1)	0,3 (0,2)	2,9 (3,6)	0,3 (0,2)	3,3 (4,0)	-	-
NO ₃ ⁻ -N	0,2 (0,3)	0,2 (0,3)	4,9 (4,1)	0,4 (0,2)	8,3 (5,1)	-	-
N _{total}	29	27	27	24	24	8	7
CT	5,2 x 10 ¹⁰	1,1 x 10 ⁸	2,6 x 10 ⁶	1,4 x 10 ⁸	2,6 x 10 ⁶	4,3 ^b (1,4)	4,4 ^b (1,0)
<i>E. coli</i>	1,0 x 10 ⁹	2,0 x 10 ⁷	6,1 x 10 ⁵	2,0 x 10 ⁷	4,5 x 10 ⁵	3,6 ^b (0,8)	3,4 ^b (0,7)
OD	0,3 (0,2)	0,3 (0,2)	6,1 (0,6)	0,5 (0,1)	6,4 (0,3)	-	-
Turbidez ^c	376	58	28	105	22	93	94
						FBP	FBP-DL
Coeficiente de produção de lodo (Y) (kgST.kgDQO ⁻¹ _{removida})						0,47	0,16
Carga volumétrica de SST efluente (kgSST.m ⁻³ .d ⁻¹)						0,18	0,09
Taxa volumétrica de remoção de N-amoniaco (gN.m ⁻³ _{esp} .d ⁻¹)						84	84
Taxa volumétrica de remoção de DQO (kgDQO.m ⁻³ _{esp} .d ⁻¹)						0,95	1,14
Taxa volumétrica de remoção de DBO (kgDBOm ⁻³ _{esp} .d ⁻¹)						0,68	0,86

Em parênteses: desvio padrão. ^aConcentrações em mL.L⁻¹. ^bEficiências de remoção em unidades logarítmicas
^cParâmetro apresentado apenas para caracterização expedita do efeito de clarificação do efluente

Em vista das condições operacionais impostas, depreende-se que a simplificação do fluxograma operacional do sistema UASB/FBP tende a ser factível, mesmo considerando ainda as maiores COV aplicadas e menores remoções de N-amoniaco. A carga orgânica volumétrica aplicada ao FBP-DL ($\approx 2,0 \text{ kgDQO.m}^{-3}_{\text{espuma.d}^{-1}}$) ($0,4 \text{ kgDBO.m}^{-3}_{\text{reator.d}^{-1}}$) parece ser o limite operacional da tecnologia UASB/FBP, considerando o emprego de meio suporte baseado em espuma de poliuretano no pós-tratamento e a eliminação da etapa de decantação secundária, quando do objetivo de remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniaco. Cabe ressaltar que a operação de sistemas UASB/FBP com COV_{FBP} mais elevadas tende a ser preferencialmente aplicável ao tratamento de efluentes mais diluídos, nos casos em que a remoção de N-amoniaco é necessária para o atendimento a padrões de lançamento.

8.3.7 Confiabilidade dos sistemas UASB/FBP investigados

Esta seção teve o objetivo de subsidiar a análise de desempenho do sistema UASB/FBP e a veracidade da hipótese associada ao capítulo 8.

8.3.7.1 Testes de aderência, normalidade e análise gráfica

Na Tabela 8-5 são apresentados os resultados dos testes de aderência, normalidade e análise gráfica para os dados de DQO, DBO, SST e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ efluentes dos sistemas UASB/FBP investigados. Em nenhum dos casos o ajuste à distribuição lognormal (LogN) foi observado, mesmo com alterações no número de intervalos de classe da distribuição de frequências. O menor número de dados pode ter influenciado o resultado dos testes, uma vez que os parâmetros de qualidade investigados tendem a seguir uma distribuição log-normal (OLIVEIRA, 2006).

Tabela 8-5 Síntese dos resultados dos testes de aderência, normalidade e testes gráficos

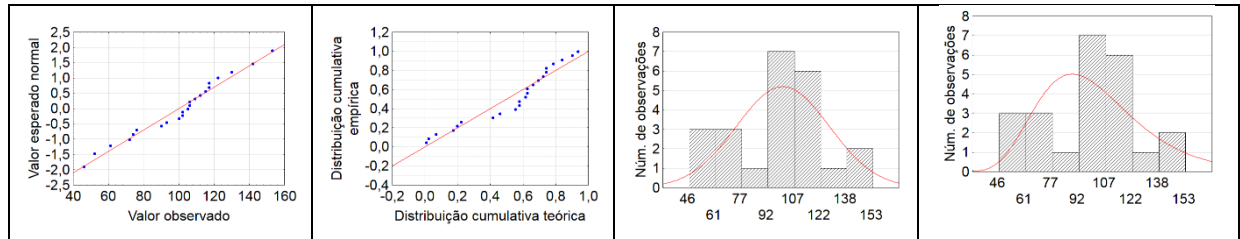
Sistema de tratamento	Parâmetro	Testes de aderência	Teste de normalidade	Análise gráfica		Distribuição assumida ^a
		χ^2 ; K-S e Lilliefors	Shapiro-Wilk	Normal probability	Log-N probability	
UASB/FBP	DQO	Normal; não LogN	Não normal	Não normal	Não LogN	LogN
	DBO	Não normal; não LogN	Não normal	Não normal	Não LogN	LogN
	SST	Normal; Normal	Normal	Não normal	Não LogN	LogN
	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	Não normal; não LogN	Não normal	Não normal	Não LogN	LogN
UASB-DL/FBP	DQO	Não normal; não LogN	Não normal	Não normal	Não LogN	LogN
	DBO	Não normal; não LogN	Não normal	Não normal	Não LogN	LogN
	SST	Não normal; não LogN	Não normal	Não normal	Não LogN	LogN
	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	Não normal; Log N	Não normal	Não normal	Não LogN	LogN

^a Apesar dos testes de aderência não apontarem ajuste dos dados à distribuição lognormal, a partir dos testes gráficos observou-se pequena fuga à distribuição LogN. Logo, concluiu-se pela possibilidade do emprego do modelo de confiabilidade.

Nas Figuras 8-20 e 8-21 são apresentadas as análises gráficas dos dados. De modo geral, as concentrações efluentes para todos os parâmetros possuem distribuição de frequência assimétrica positiva. Apesar dos testes de aderência não apontarem um ajuste à distribuição lognormal, os testes gráficos indicaram pequena fuga à referida distribuição, o que viabilizaria o uso do modelo de confiabilidade.

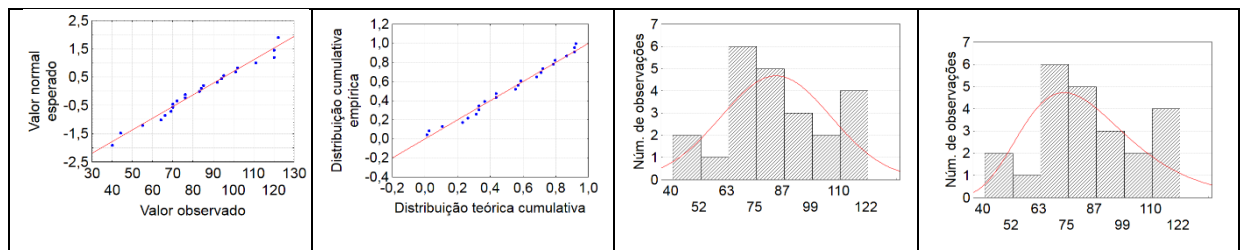
Concentrações de DQO			
Testes gráficos		Histogramas de frequência	
Normal probability	Log-N probability	Função densidade: normal	Função densidade: lognormal

UASB/FBP



Distribuição assumida: Lognormal (não confirmada pelos testes de aderência e teste gráfico)

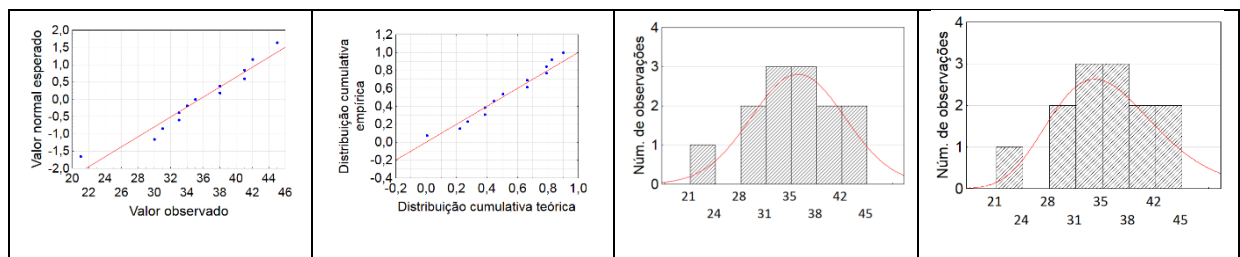
UASB-DL/FBP



Distribuição assumida: Lognormal (não confirmada pelos testes de aderência e teste gráfico)

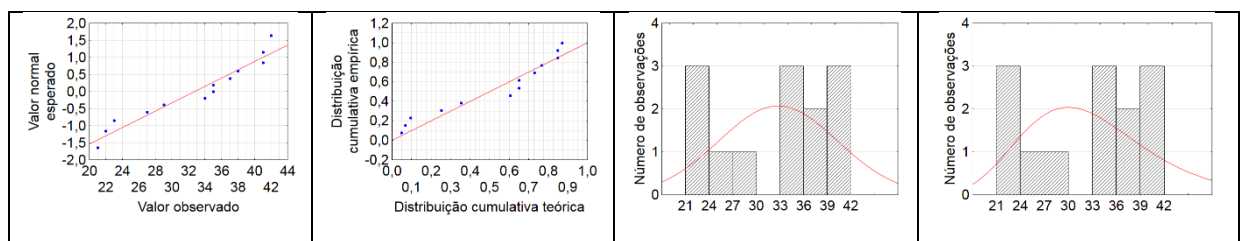
Concentrações de DBO

UASB/FBP



Distribuição assumida: Lognormal (não confirmada pelos testes de aderência e teste gráfico)

UASB-DL/FBP

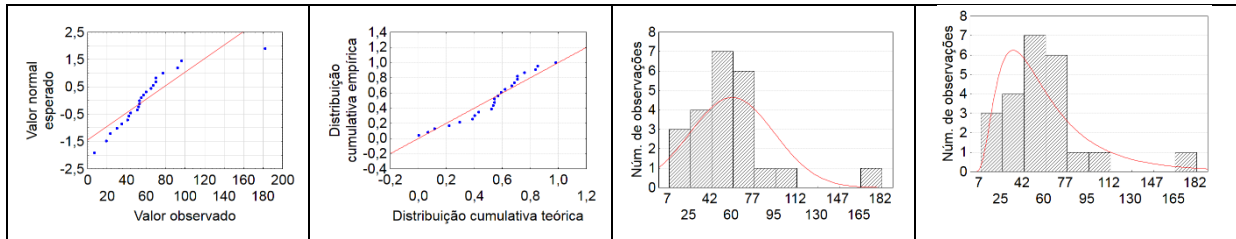


Distribuição assumida: Lognormal (não confirmada pelos testes de aderência e teste gráfico)

Figura 8-20 Testes gráficos *normal* e *lognormal probability plot*, e histograma de frequências para concentrações efluentes de DQO e DBO nos sistemas UASB/FBP.

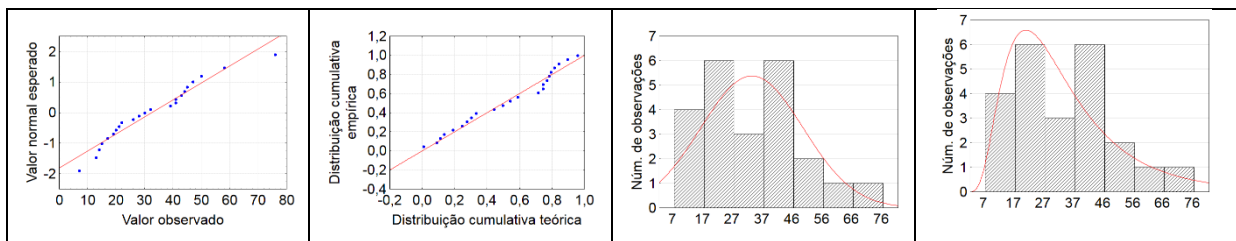
Concentrações de SST			
Testes gráficos		Histogramas de frequência	
Normal probability	Log-N probability	Função densidade: normal	Função densidade: lognormal

UASB/FBP



Distribuição assumida: Lognormal (não confirmada pelos testes de aderência e teste gráfico)

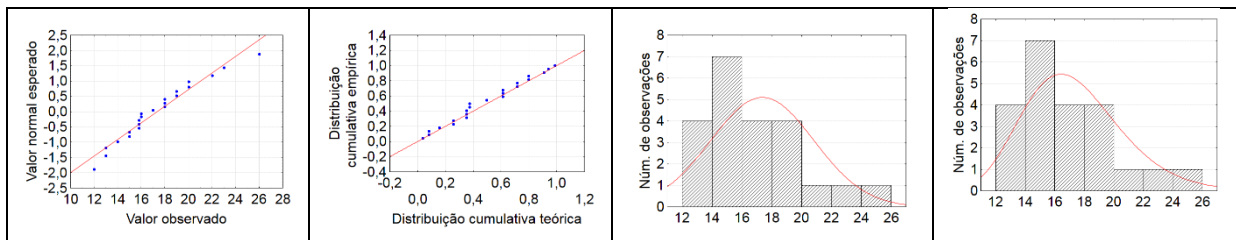
UASB-DL/FBP



Distribuição assumida: Lognormal (não confirmada pelos testes de aderência e teste gráfico)

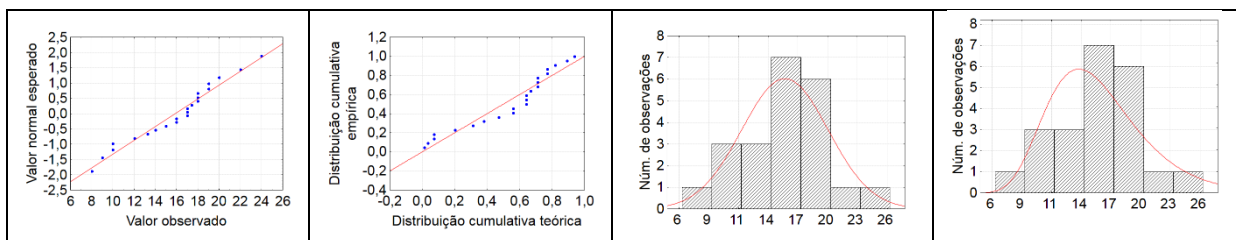
Concentrações de N-amoniaco

UASB/FBP



Distribuição assumida: Lognormal (não confirmada pelos testes de aderência e teste gráfico)

UASB-DL/FBP



Distribuição assumida: Lognormal (confirmada pelos testes de aderência)

Figura 8-21 Testes gráficos *normal* e *lognormal probability plot*, e histograma de frequências para concentrações efluentes de SST e N-amoniaco nos sistemas UASB/FBP.

8.3.7.2 Coeficientes de confiabilidade

As Tabelas 8-6 e 8-7 apresentam os coeficientes de variação (CVs) e coeficientes de confiabilidade (CDCs) para os parâmetros avaliados. A partir das médias aritméticas e coeficientes de variação (dados não apresentados) foram obtidos os valores da variável normal central reduzida ($Z_{1-\alpha}$, dados não apresentados) correspondentes às probabilidades de não excedência de cada sistema ($1-\alpha = 0,80; 0,95; 0,99$), e os respectivos CDCs. Para a obtenção destes CDCs foram considerados os níveis de confiabilidade para o atendimento dos padrões ambientais definidos no item 8.2.3.

Tabela 8-6 Coeficientes de variação e de confiabilidade para os parâmetros DQO e DBO

Sistemas investigados	Coeficientes de confiabilidade (CDC)							
	DQO				DBO			
	CV	80%	95%	99%	CV	80%	95%	99%
UASB	0,37	0,79	0,59	0,46	0,38	0,79	0,58	0,46
UASB-DL	0,44	0,77	0,55	0,41	0,33	0,80	0,62	0,50
UASB/FBP	0,27	0,83	0,67	0,56	0,17	0,88	0,77	0,68
UASB-DL/FBP	0,28	0,82	0,66	0,55	0,21	0,86	0,73	0,63

Tabela 8-7 Coeficientes de variação e de confiabilidade para os parâmetros SST e $\text{NH}_4^+\text{-N}$

Sistemas investigados	Coeficientes de confiabilidade (CDC)							
	SST				$\text{NH}_4^+\text{-N}$			
	CV	80%	95%	99%	CV	80%	95%	99%
UASB	0,47	0,76	0,53	0,39	-	-	-	-
UASB-DL	0,53	0,74	0,50	0,36	-	-	-	-
UASB/FBP	0,60	0,73	0,47	0,32	0,18	0,87	0,76	0,67
UASB-DL/FBP	0,52	0,75	0,50	0,36	0,25	0,84	0,69	0,58

Os CDCs ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) não foram calculados para o reator UASB e UASB-DL, visto que não se destinam à remoção de N-amoniaco.

Nota-se que os valores de CDCs foram razoavelmente similares entre os sistemas para todos os níveis de confiabilidade, exceto para o parâmetro N-amoniaco nos níveis de confiabilidade 95 e 99%. A explicação pode estar associada a condição operacional não adequada para uma nitrificação consistente ($\text{COV} \approx 0,40 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{reator} \cdot \text{d}^{-1}$). De fato, sob condição de cargas orgânicas aplicadas mais elevadas, parece haver impacto na probabilidade de falha ao atendimento do padrão de N-amoniaco quando da variação das taxas de aplicação superficial (p. ex.: $\text{TAS}_{\text{média}}$ variando entre 10 e 12 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

Destaca-se que a similaridade observada entre os CDCs indica a potencialidade dos sistemas em manter uma estabilidade operacional para a remoção de matéria orgânica, sem a utilização de decantadores secundários, ainda que as condições de projeto variem de forma marginal (p. ex.: $TAS_{m\acute{e}dia}$ variando entre 10 e $12 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

8.3.7.3 Concentrações de projeto e operação para o atendimento a limites de concentrações efluentes

Nas Tabelas 8-8 e 8-9 são apresentadas as concentrações médias de projeto e operação (m_x) obtidas a partir dos CDCs e padrões de lançamento para DQO, DBO, SST e $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Como observado em Almeida (2012) para uma operação em vazão constante, a necessidade de pós-tratamento do efluente do reator UASB foi indicada por concentrações médias de projeto e operação inferiores às médias observadas para os parâmetros DQO, DBO e SST. Com as condições operacionais impostas na presente etapa da pesquisa, o modelo de confiabilidade indicou tendências positivas para que o sistema UASB/FBP, sem decantador secundário, possa ser projetado visando produzir efluentes com concentrações médias de DQO, DBO e SST consistentemente abaixo dos padrões ambientais de lançamento em coleções hídricas, a um nível de confiabilidade de 80%.

Tabela 8-8 Concentrações médias de projeto e operação para DQO e DBO

Sistemas investigados	Concentrações médias de projeto e operação (m_x)							
	DQO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)				DBO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)			
	(Padrão de lançamento – Xs: $180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)				(Padrão de lançamento – Xs: $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)			
	Media <i>obs</i>	80%	95%	99%	Media <i>obs</i>	80%	95%	99%
UASB	225	142	106	83	104	47	35	27
UASB-DL	268	138	98	74	112	48	37	30
UASB/FBP	100	149	121	101	36	53	46	41
UASB-DL/FBP	83	148	119	99	33	51	44	38

Media_{obs}: média aritmética observada a partir dos dados de monitoramento

Tabela 8-9 Concentrações médias de projeto e operação para SST e $\text{NH}_4^+\text{-N}$

Sistemas investigados	Concentrações médias de projeto e operação (m_x)							
	SST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)				$\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)			
	(Padrão de lançamento – Xs: $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)				(Padrão de lançamento – Xs: $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)			
	Media <i>obs</i>	80%	95%	99%	Media <i>obs</i>	80%	95%	99%
UASB	85	76	53	39	-	-	-	-
UASB-DL	119	74	50	36	-	-	-	-
UASB/FBP	58	73	47	32	17	17	15	13
UASB-DL/FBP	33	75	50	36	16	17	14	12

Media_{obs}: média aritmética observada a partir dos dados de monitoramento

As m_x ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) não foram calculadas para o reator UASB e UASB-DL, visto que não se destinam à remoção de N-amoniaco.

Considerando as elevadas COV aplicadas e as concentrações efluentes de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, nota-se que os sistemas, em princípio, teriam potencialidade para atendimento ao padrão de lançamento de N-amoniacal com cerca de 20% de probabilidade de falha. No entanto, as médias observadas (*média_{obs}*) e as concentrações médias de projeto e operação foram praticamente idênticas, o que sugere a necessidade de redução das cargas orgânicas volumétricas ($\text{COV} < 0,40 \text{ kgDBO.m}^{-3}_{\text{reator.d}}$) para um atendimento mais consistente do padrão de lançamento para concentrações efluentes de N-amoniacal.

Os sistemas pesquisados apresentaram um desempenho adequado para as concentrações de DQO e DBO em todos os níveis de confiabilidade. Quanto ao parâmetro SST, somente o sistema UASB-DL/FBP-DL apresentou potencialidade de cumprimento do padrão de lançamento com menos de 1% de probabilidade de falha, embora as médias observadas (*média_{obs}*) e as concentrações médias de projeto e operação tenham sido praticamente idênticas. Este aspecto está associado às discussões sobre a diferença de vazão aplicada, conforme item 8.3.1, não podendo ser creditado a um possível desempenho superior do reator UASB com decantação de alta taxa.

Para um nível de confiabilidade de 80% no atendimento ao padrão de 100 mgSST.L^{-1} , as concentrações efluentes de projeto e operação devem ser de aproximadamente 75 mgSST.L^{-1} . Em níveis de confiabilidade mais elevados (p. ex: 95%) as concentrações efluentes estariam em torno de 50 mgSST.L^{-1} , sendo que, neste caso, somente o sistema UASB-DL/FBP-DL atenderia a uma probabilidade de falha $\leq 5\%$. Portanto, para níveis de confiabilidade de 95%, a redução da TAS seria necessária para a produção de um efluente com concentrações abaixo de 100 mgSST.L^{-1} .

8.3.7.4 Percentual esperado de atendimento às metas de lançamento

Nas Tabela 8-10 e 8-11 são apresentados os percentuais esperados de atendimento às metas de lançamento, oriundos do modelo de confiabilidade, e aqueles efetivamente obtidos durante o período operacional. Nota-se que, principalmente para o sistema UASB/FBP (com e sem o decantador de alta taxa), os valores foram semelhantes, o que tende a confirmar a possibilidade de uso do modelo de confiabilidade quando a análise gráfica não indica fugas expressivas de ajuste à distribuição log-normal.

Tabela 8-10 Percentuais de atendimento às metas de lançamento esperados e efetivamente observados para DQO e DBO

Sistemas investigados	DQO (%)		DBO (%)	
	(Padrão de lançamento – Xs: 180mg.L ⁻¹)		(Padrão de lançamento – Xs: 60mg.L ⁻¹)	
	Esperado	Efetivamente observado	Esperado	Efetivamente observado
UASB	33	34	10	23
UASB-DL	23	29	4	10
UASB/FBP	99	100	100	100
UASB-DL/FBP	100	100	100	100

Tabela 8-11 Percentuais de atendimento às metas de lançamento esperados e efetivamente observados para SST e NH₄⁺-N

Sistemas investigados	SST (%)		NH ₄ ⁺ -N (%)	
	(Padrão de lançamento – Xs: 100mg.L ⁻¹)		(Padrão de lançamento – Xs: 20mg.L ⁻¹)	
	Esperado	Efetivamente observado	Esperado	Efetivamente observado
UASB	72	83	-	-
UASB-DL	46	46	-	-
UASB/FBP	90	96	85	86
UASB-DL/FBP	99	100	85	91

De forma complementar, a Figura 8-22(a-d) apresenta a distribuição percentual observada para os parâmetros analisados. Pode-se constatar um elevado percentual de atendimento aos padrões de DBO e DQO pelos sistemas UASB/FBP e UASB-DL/FBP-DL, com a integralidade dos dados abaixo de 60 mgDBO.L⁻¹ e 180mgDQO.L⁻¹. Quanto ao parâmetro SST, 95% dos dados relativos ao sistema UASB/FBP estiveram abaixo de 96 mgSST.L⁻¹. Portanto, considerando as condições operacionais impostas, o sistema UASB/FBP pesquisado parece ter potencialidade para o atendimento aos padrões de DQO, DBO e SST, considerando a operação sem decantador secundário.

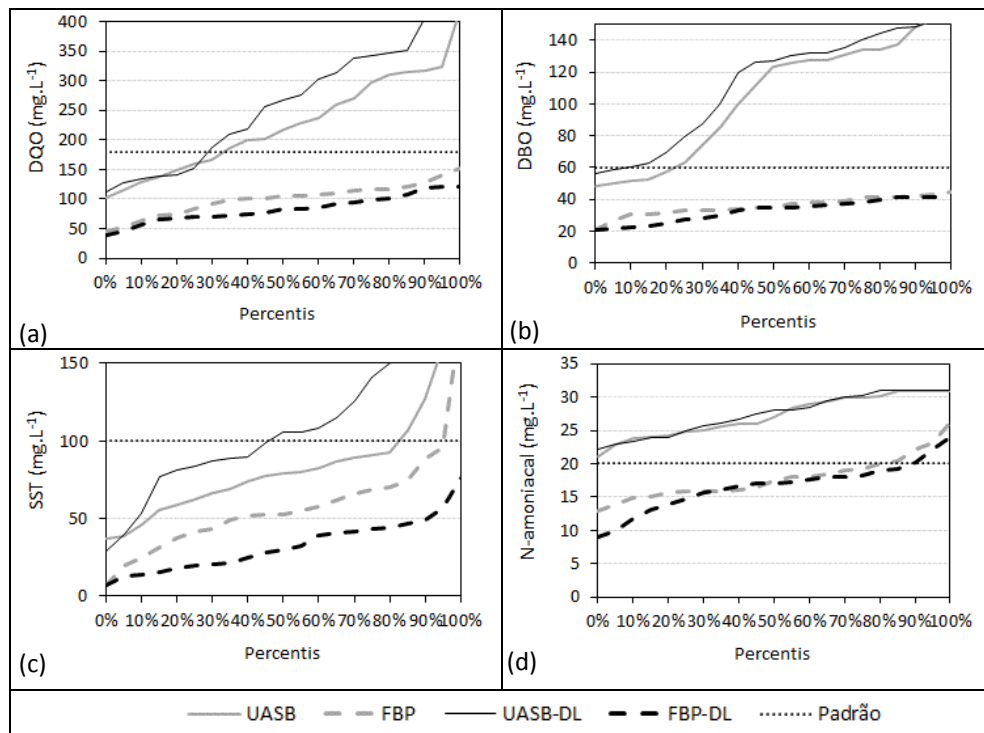


Figura 8-22 Percentis de concentrações efluentes efetivamente observadas para os parâmetros (a) DQO (b) DBO (c) SST e (d) NH₄⁺-N.

O atendimento ao padrão de lançamento assumido para o parâmetro N-amoniaco foi também observado, em que 85% das concentrações de NH₄⁺-N estiveram abaixo de 20 mg-N.L⁻¹. No entanto, como mencionado anteriormente, as concentrações efluentes estiveram muito próximas do limite de lançamento (ver Figura 8-9 (a-b)), indicando a necessidade de aplicação de menores cargas orgânicas para o incremento da atividade nitrificante no sistema.

8.3.8 Desenvolvimento do meio suporte baseado em espuma de poliuretano: considerações sobre a ampliação da aplicabilidade de sistemas UASB/FBP

Operação sem decantadores secundários e simplificação construtiva de FBPs. Uma das principais vantagens associadas à utilização de FBPs com meio suporte baseado em espumas de poliuretano, é a ampliação da possibilidade da eliminação da etapa de decantação secundária, a depender das condições operacionais impostas. Os decantadores secundários podem representar até 50% dos custos envolvidos na implantação de sistemas UASB/FBP (CHERNICHARO & ALMEIDA, 2011). Adicionalmente, o fato do meio suporte desenvolvido ser autoportante permite a eliminação da laje intermediária de fundo e estruturas robustas de concreto armado para a contenção do material de enchimento. Parte dos recursos associados a tais simplificações pode ser empregada na amortização dos custos de aquisição do meio suporte baseado em espumas de poliuretano.

No fluxograma UASB/FBP sem decantador secundário, conforme investigado na presente pesquisa, a produção de lodo de excesso é exclusiva do reator anaeróbio, o qual já se encontra estabilizado, cabendo apenas o desaguamento. Tal aspecto amplia a aplicabilidade de sistemas UASB/FBP no caso de sistemas descentralizados de tratamento de esgoto, bem como a possibilidade de operação com leitos de secagem, em vista do menor volume de lodo a ser desaguado.

Considerando a possibilidade de nitrificação com a aplicação de menores cargas orgânicas aos FBPs, pode-se inferir que o requerimento de energia ($\text{kWh.m}^{-3}_{\text{esgoto tratado}}$) é consideravelmente inferior em comparação com os demais processos aeróbios que empregam aeração forçada. Neste contexto, Tandukar *et al.* (2007) observaram que a demanda energética associada ao processo de lodos ativados com aeração prolongada ($6,35 \text{ kWh.kgDBO}_{\text{removida}}^{-1}$) pode ser praticamente eliminada no caso da utilização de FBPs com espuma de poliuretano. Tais resultados ressaltam a potencialidade da tecnologia para a redução de demandas energéticas, sem perdas significativas de desempenho.

Portanto, as simplificações em termos de projeto e gerenciamento do lodo, bem como a redução da demanda de energia para a remoção de matéria orgânica e N-amoniacal podem ser importantes aspectos para a ampliação do uso de sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários. Tais quesitos podem ser ainda mais relevantes no caso de sistemas descentralizados, principalmente quando a demanda de área é um importante fator.

Estimativa de custos de aquisição. O custo por metro cúbico do meio suporte pôde ser preliminarmente estimado, conforme reportado na Tabela 8-12. O custo estimado considerou apenas gastos com material, sem a inclusão de outros importantes aspectos para uma composição mais realística. Cabe ressaltar que o valor apresentado deverá ser substancialmente reduzido sobretudo em virtude da redução da relação volume de plástico/volume de espuma empregada. Outros aspectos para o desenvolvimento do produto (p.ex.: fotodegradação do plástico e resistência mecânica da estrutura modular) estão em andamento.

Tabela 8-12 Resumo de características e estimativa de custos associados para a produção do meio suporte baseado em espuma de poliuretano

Vazão média (m ³ .d ⁻¹)	Equivalente populacional (hab)	Demanda de área (m ² /hab) ^a	Custos relativos à espuma de poliuretano (R\$.m ⁻³)	Custos relativos à estrutura plástica em PP (R\$.m ⁻³)	Valor total (R\$.m ⁻³)
27,6	220	0,03	270,00	590,00	860,00

^aEstimativa associada ao sistema compacto UASB/FBP testado na pesquisa. Demanda de área associada às eficiências de tratamento e confiabilidade reportadas nos itens 8.3.6 e 8.3.7.

8.4 Conclusões

Os sistemas UASB/FBP foram avaliados sob hidrograma típico de vazão, considerando ainda a simplificação operacional via eliminação da etapa de decantação secundária. Tendo em vista as condições operacionais adotadas, pode-se concluir principalmente que:

- Os sistemas UASB/FBP testados foram capazes de promover o atendimento consistente aos padrões de lançamento de matéria orgânica, mesmo com a aplicação de cargas orgânicas nos FBPs, preenchidos com meio suporte baseado em espuma de poliuretano, em torno de 0,40 kgDBO.m⁻³_{reator}.d⁻¹ (2,0 kgDQO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹). No entanto, as diferenças entre TAS aplicadas (10-12 m³.m⁻².d⁻¹) parecem ter sido um fator relevante para o aumento da produção de sólidos pelo sistema.
- A elevação de cargas orgânicas de 0,25 para 0,40 kgDBO.m⁻³_{reator}.d⁻¹ não influenciou expressivamente o desempenho do sistema UASB/FBP para a remoção de DQO. No entanto, o desempenho para a remoção de N-amoniaco foi reduzido em 25% com o aumento das cargas orgânicas aplicadas.
- Os resultados desta etapa da pesquisa sugerem a necessidade de redução das cargas orgânicas volumétricas aplicadas aos FBPs para uma maior atividade nitrificante na etapa de pós-tratamento. A COV aplicada em torno de 0,40 kgDBO.m⁻³_{reator}.d⁻¹ parece representar um limite operacional, mesmo no caso de atendimento a padrões de lançamento de N-amoniaco mais flexíveis.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação foi elaborada visando a continuidade do desenvolvimento tecnológico de sistemas UASB/FBP, considerando a operação sem decantador secundário e o uso de meio suporte baseado em espuma de poliuretano. Um dos princípios norteadores da pesquisa foi o maior controle da qualidade do efluente em termos de concentrações de sólidos nas próprias unidades de tratamento biológico. Visando reduzir as incertezas para a transferência da tecnologia, os testes foram realizados com o aporte de vazões definido de acordo com um hidrograma tipicamente observado com estações de tratamento de esgoto doméstico em escala plena.

A tentativa de aprimoramento do reator UASB foi efetuada com a instalação de um decantador de alta taxa (lamelar). Para a etapa de pós-tratamento, um protótipo de meio suporte foi industrialmente desenvolvido, considerando aspectos para a produção em série e transferência da tecnologia. A consolidação desta etapa de desenvolvimento tecnológico foi baseada em resultados anteriormente obtidos no âmbito de pesquisas do DESA/UFMG, considerando experiências já publicadas a respeito do tema.

Acredita-se que as condições de projeto e operação testadas possam ampliar a aplicabilidade da tecnologia UASB/FBP em virtude da simplificação no fluxograma típico do sistema, e pela não necessidade de gerenciamento do lodo secundário. Tais aspectos são importantes, sobretudo para sistemas descentralizados de tratamento de esgoto sanitário. No entanto, é possível que as informações extraídas desta pesquisa possam ser transferidas para sistemas de maior escala, caso o gerenciamento do lodo anaeróbico atenda aos requisitos discutidos no trabalho.

A operação do reator UASB, com e sem decantação de alta taxa, permitiu verificar que o uso de decantadores lamelares promoveu a retenção de partículas não removidas no compartimento de decantação convencional. No entanto, o excesso de lodo e as elevadas concentrações de ST em regiões de transição do compartimento de digestão para os decantadores pode reduzir o potencial da estrutura para retenção de sólidos. Assim, entende-se que a hipótese associada ao Capítulo 6 foi *parcialmente confirmada*, uma vez que a redução da carga de sólidos em períodos de vazão máxima foi verificada, porém com o acúmulo de lodo no reator UASB o decantador lamelar não atribuiu melhor desempenho ao sistema. A adequação de concentrações de ST na transição entre os compartimentos de digestão e decantação parece ser primordial para a melhoria efetiva da qualidade do efluente com o uso de decantadores de alta taxa.

A avaliação comparativa entre tipos de espumas de poliuretano permitiu observar o efeito do tamanho de poros na remoção de matéria orgânica e indicadores de contaminação fecal. Logo, entende-se que a hipótese associada ao Capítulo 7 foi *confirmada*, visto que as diferenças em tamanho de poros menores ou iguais a 0,5 mm não resultaram em diferenças significativas para a remoção de matéria orgânica e indicadores de contaminação fecal. Estes resultados, associados ao menor custo da Espuma 23, levaram à sua seleção para o desenvolvimento do meio suporte para sistemas de maior escala.

Com a operação do sistema UASB/FBP em escala de demonstração foi possível observar o atendimento consistente aos padrões de lançamento de matéria orgânica, mesmo sem a etapa de decantação secundária e com a aplicação de cargas orgânicas nos FBPs em torno de 0,40 kgDBO.m⁻³_{reator}.d⁻¹ (2,0 kgDQO.m⁻³_{espuma}.d⁻¹). No entanto, tal condição parece representar um limite operacional para o atendimento a padrões de lançamento de N-amoniaco mais flexíveis. Portanto, a hipótese associada ao Capítulo 8 foi *confirmada com ressalvas*, uma vez que se recomenda a redução de cargas orgânicas aplicadas para uma maior atividade nitrificante na etapa de pós-tratamento.

Considerando as etapas de investigação da pesquisa, observa-se a potencialidade de sistemas UASB/FBP operarem sem a etapa de decantação secundária, mesmo com a aplicação de um hidrograma típico de vazão e cargas orgânicas afluentes à etapa de pós-tratamento relativamente elevadas. No caso do controle adequado da massa de lodo no reator UASB, é possível que o uso do decantador de alta taxa possa atribuir um melhor desempenho ao sistema, principalmente em termos de remoção de N-amoniaco.

10 RECOMENDAÇÕES

Em vista dos resultados experimentais e discussões realizadas ao longo desta dissertação, são recomendados os seguintes direcionamentos para a continuidade da pesquisa:

Reator UASB com decantação de alta taxa

- Investigação da utilização de decantador lamelar (DL) no compartimento de decantação de reatores UASB, especialmente sob condições de menor concentração de lodo no topo do compartimento de digestão, bem como a influência da referida estrutura na remoção de N-amoniaco na etapa de pós-tratamento. Visto o potencial da decantação de alta taxa na remoção complementar de sólidos, uma operação de longo termo sem eventuais procedimentos de limpeza do decantador lamelar é recomendada. Adicionalmente, o aprimoramento dos critérios e parâmetros de projeto, assim como a avaliação de diferentes configurações de DL em função do espaçamento, comprimento útil e ângulo de inclinação das placas são importantes aspectos que necessitam de avanço.

Sistema UASB/FBP, com meio suporte baseado em espuma de poliuretano no pós-tratamento e eliminação da etapa de decantação secundária

- Os valores de COV avaliados neste estudo devem ser considerados como limites operacionais para o atendimento de padrões de lançamento de matéria orgânica e N-amoniaco. Temas que carecem de investigações mais detalhadas podem ser elencados: (i) remoção de nitrogênio total via limitação da ventilação natural, para o acúmulo de nitrito e possível estabelecimento do processo *anammox*; (ii) entendimento da efetiva taxa de transferência de oxigênio, visando a determinação de critérios de projeto para a ventilação natural em FBPs com espumas; (iii) avaliação de condições operacionais aplicadas a FBPs pós-UASB com meio suporte de espuma, visando uma remoção mais consistente de N-amoniaco.
- Avaliação de cenários de custo em vista da redução no volume de concreto armado e alternativas para a composição de paredes laterais dos FBPs, tendo em vista que o meio suporte é autoportante. Tais considerações podem ser importantes para a análise de viabilidade de sistemas UASB/FBP, quando o meio suporte utilizado para preenchimento dos FBPs é baseado em espuma de poliuretano.

- Investigações associadas a características físicas do meio suporte, objetivando a avaliação da resistência à fotodegradação do plástico e espuma de poliuretano (incidência de UV), bem como a redução da relação volume de plástico/volume de espuma empregada, visando a redução do custo do meio suporte.
- Tendo em vista que as eficiências de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada têm o potencial de serem similares ao sistema de lodos ativados convencional (LAC), pode ser interessante a aplicação de análises de ciclo de vida (ACV) para a determinação de impactos ambientais associados às duas opções tecnológicas (p. ex.: considerando a demanda de energia elétrica para os LAC e o processo de produção de espumas de poliuretano).

REFERÊNCIAS

- ABBASSI, B., DULLSTEIN, S., RABIGER, N. Minimization of excess sludge production by increase of oxygen concentration in activated sludge flocs: experimental and theoretical approach. *Water Research*, v. 34, n. 1, p. 139–146, 2000.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 12209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos*. 2ª ed. Rio de Janeiro, 2011. 57 p.
- AESoy, A.; ODEGAARD, H.; BENZEN, G. The effect of sulfide and organic matter on the nitrification in a biofilm process. *Water Science and Technology*, v. 37, n. 1, p.115-122, 1998.
- AHN, Y. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, v. 41, p. 1709–1721, 2006.
- AISSE, M. M. *Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. 2002. 284 f. Tese de Doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- ALBERTSON, O.E. Slow down that trickling filter. *Operations Forum*, v. 1, p. 15-20, 1989.
- ALLEMAN, J.E. Elevated nitrite occurrence in biologicalwastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, v. 17, p. 409–419, 1984.
- AGRAWAL, L.K.; HARADA, H.; OKUI, H. Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the hanging sponge cubes process. *Water Science and Technology*, v. 36, n. 6–7, p. 433-440, 1997.
- ALMEIDA, P.G.S. *Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação*. 2007. 156 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- ALMEIDA, P.G.S; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Development of compact UASB_TF systems for the treatment of domestic wastewater in small communities in Brazil. *Water Science and Technology*, v. 59, n. 7, p. 1431 - 1439, 2009.
- ALMEIDA, P.G.S; OLIVEIRA, S. C.; CHERNICHARO, C. A. L. Operação de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 16, p. 281-290, 2011.
- ALMEIDA, P.G.S. *Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. 2012. 204 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.
- ALMEIDA, P.G.S; MARCUS, A.K.; RITTMANN, B.E.; CHERNICHARO, C.A.L. Performance of plastic- and sponge-based trickling filters treating effluents from an UASB reactor. *Water Science and Technology*, v. 67, n. 5, p. 1034-42, 2013.
- ANDERSON, B.; ASPERGREN, H.; PARKER, D.S; LUTZ, M.P. High rate nitrifying trickling filters. *Water Science and Technology*, v. 29, n. 10-11, p. 47-52, 1994.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental – UFMG. v.6, 2001. 483p.
- APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2012. 1496 p.

- ARAKI, N., OHASHI, A., MACHDAR, I., HARADA, H. Behaviors of nitrifiers in a novel biofilm reactor employing hanging sponge-cubes as attachment site. *Water Science and Technology* v. 39, n. 7, p. 23–31, 1999.
- BARÉA, L.C., ALEM SOBRINHO, P. Comportamento de lagoa de polimento na Região Metropolitana de Curitiba e possibilidade de uso de lentilhas d'água para melhoria da qualidade do efluente. *Sanare: Revista Técnica da Sanepar*, Curitiba, v. 24, p. 46-60, 2006.
- BARNES, D.; BLISS, P.J. *Biological Control of nitrogen in wastewater treatment*. London: E&F.N. Spon Ltd, 1983. 146 p.
- BATSTONE, D.J.; HERNANDEZ, J.L.A.; SCHMIDT, J.E. Hydraulics of laboratory and full-scale upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Biotechnology and bioengineering*, v. 91, n. 3, p. 387-391, 2005.
- BIESTERFELD, S.; FARMER, G.; FIGUEROA, L.; PARKER, D.; RUSSEL, P. Quantification of potential in carbonaceous trickling filters. *Water Research*, v. 37, p. 4011-4017, 2003.
- BOLLER, M., GUJER, W., NYHUIS, G. Tertiary rotating biological contactors for nitrification. *Water Science and Technology*, v.22, n. 1-2, p. 89-100, 1990.
- BOMO, A.; HUSBY, A.; STEVIK, T. K.; HANSSSEN, J.F. Removal of fish pathogenic bacteria in biological sand filters. *Water Research*, v. 37, p. 2618-26, Jan 2003.
- BRANDT, E.M.F.; QUEIROZ, F.N.; AFONSO, R.J.C.F.; AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L. Behaviour of pharmaceuticals and endocrine disrupting chemicals in simplified sewage treatment systems. *Journal of Environmental Management*, v. 128, p. 718-726, 2013.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2005.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2011.
- BRASIL. PLAN SAB - Plano Nacional de Saneamento Básico. Brasília: Ministério das Cidades - Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2013. 172 p.
- BUSATO, R. *Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: Estudo de caso da ETE de Imbituva*. 2004. 214 p. (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental - Setor de Tecnologia). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.
- CALIJURI, M.; BASTOS, R. K. C.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v.14, n.3, p 421-430, jul/set 2009.
- CALLEGARI-JACQUES, S. M. *Bioestatística: Princípios e Aplicações*. Porto Alegre: Artmed, 2003. 255 p.
- CARRARO, A. Avaliação de um sistema de tratamento de esgoto com recebimento intermitente de lodo de ETA por meio de RALF e Filtro Biológico Aeróbio Convencional. *Sanare: Revista Técnica da Sanepar*, Curitiba, v. 24, p. 46-60, 2006.

CAVALCANTI, P. F. F. *Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions*. 2003. 155 p. (Doctoral Thesis). Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands, 2003.

CHAE, K.J., KIM, S.M., PARK, H.D., YIM, S.H., KIM, I.S. Development of pseudoamphoteric sponge media using polyalkylene oxide-modified polydimethylsiloxane (PDMS) for rapid start-up of wastewater treatment plant. *Chemosphere*, v. 71, p. 961–968, 2008.

CHAE, K. J.; KIM, S.; OH, S.; REN, X.; LEE, J.; KIM, I.S. Spatial distribution and viability of nitrifying, denitrifying and ANAMMOX bacteria in biofilms of sponge media retrieved from a full-scale biological nutrient removal plant. *Bioprocess Biosyst Eng*, v. 35, n. 7, p. 1157-65, 2012.

CHERNICHARO, C.A.L.; VAN HAANDEL, A.C.; AISSE, M.M.; CAVALCANTI, P.F.F. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: CAMPOS, J.R. (coordenador). *Tratamento de esgotos por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Capítulo 7 - 155-198. ABES/FINEP/PROSAB, Rio de Janeiro. 1999. 436 p.

CHERNICHARO, C.A.L., VAN HAANDEL, A.C., FORESTI, E., CYBIS L.F. *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Rio de Janeiro: FINEP/PROSAB, 2001. 544 p.

CHERNICHARO, C.A.L. Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 5, n. 1, p. 73-92, 2006.

_____. *Anaerobic Reactors*. London, UK.: IWA Publishing, 2007. 175 p.

CHERNICHARO, C.A.L., ALMEIDA, P.G.S., LOBATO, L.C.S., COUTO, T.C., AND BORGES, J.M. Experience with the design and start up of two full-scale UASB plants in Brazil: enhancements and drawbacks. *Water Science and Technology*, v. 60, n. 2, p. 507-515, 2009.

CHERNICHARO, C.A.L., STUETZ, R.M., SOUZA, C.L., AND MELO, G.C.B. Alternativas para o controle de emissões odorantes em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 15, n.3, p. 229-236, 2010.

CHERNICHARO, C.A.L., ALMEIDA, P. G. Feasibility of UASB/trickling filter systems without final clarifiers for the treatment of domestic wastewater in small communities in Brazil. *Water Science and Technology*, v. 64, n. 6, p. 1347-54, 2011.

CHERNICHARO, C.A.L., LOBATO, L.C., JÚNIOR, C.A.P., BARBOSA, E.V., SOUZA, J.R., SILVA, L.R., JUDICE, M.A.M., MORAES, O.J., ALMEIDA, P.G., GONÇALVES, T.C.F. Secondary sludge return for thickening and digestion in UASB reactors: Case study of ONÇA STP – Brazil. In: *XI Taller y Simposio Latinoamericano de Digestión Anaerobia*. Anais, Cuba, 2014.

CHERNICHARO, C.A.L.; VAN LIER, J.B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T.B. Anaerobic Sewage Treatment in Latin America. In: FANG, H.P.; ZHANG, T. (Org.). *Anaerobic Biotechnology: Environmental Protection and Resource Recovery*. 1st ed. London: Imperial College Press, 2015, p. 263-296.

CHONG, S.; SEN, T.K.; KAYAALP, A.; ANG, H.M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment-a state-of-the-art review. *Water Research*, v. 46, n. 11, p. 3434-3470, 2012.

CHUANG, H.P.; OHASHI, A.; IMACHI, H.; TANDUKAR, M.; HARADA, H. Effective partial nitrification to nitrite by down-flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition. *Water Research*, v. 41, p. 295-302, 2007.

COLLIVIGNARELLI, C., URBINI, G., FARNETI, A., BASSETTI, A., BARBARESI, U. Anaerobic-Aerobic treatment of municipal wastewater with full-scale upflow anaerobic sludge blanket and attached biofilm reactors. *Water Science and Technology*, v. 22, n. 1-2, p. 475-482, 1990.

COPASA. *Estações de Tratamento de Esgoto - Unidades em Operação*. Disponível em: <<http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/imprensa/noticias/releases>>. Acesso em: fev. 2015.

COSSIO, F. Y. *Lagunas de Estabilización - Teoría, Diseño, Evaluación y Mantenimiento*. OPS/OMS, 1993. 421 p.

DAIGER, G.T.; BOLTZ, J.P. Trickling filter and trickling filter-suspended growth process design and operation: a state-of-the-art review. *Water Environment Research*, v. 83, n. 5, p. 388-404, 2011.

DAVIS, M. *Water and Wastewater Engineering: Design Principles and Practice*. New York, NY: McGraw-Hill 2010. 1301 p.

DEL POZO, R.; DIEZ, V.; GARRIDO, S.E.; MORALES, M.; OSORIO, R. Hydraulic distribution effect on a real-scale trickling filter. *Environmental Engineering Science*, v. 19, n. 3, p. 151-157, 2002.

DRTIL, M.; NÉMETH, P.; KUCMAN, K.; BODIK, I.; KASPEREK, V. Acidobasic balances in the course of heterotrophic denitrification. *Water Research*, v. 29, n. 5, p. 1353-1360, 1995.

EKAMA, G.A.; WENTZEL, M.C. Nitrogen Removal. In: HENZE, M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; EKAMA, G.A.; BRDJANOVIC, D. *Biological Wastewater treatment*. IWA Publishing, London, UK. 2008, 511 p.

FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 987-1004, 2009.

FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente. *Plano para incremento do percentual de tratamento de esgotos sanitários na bacia do Rio das Velhas*. Belo Horizonte, Minas Gerais, 2010a. 299 p.

FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente. *Plano para incremento do percentual de tratamento de esgotos sanitários na bacia do Rio Paraopeba*. Belo Horizonte, Minas Gerais, 2011. 511 p.

FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente. *Plano para incremento do percentual de tratamento de esgotos sanitários na bacia do Rio Pará: sumário executivo*. Belo Horizonte, Minas Gerais, 2013a. 56 p.

FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente. *Plano para incremento do percentual de tratamento de esgotos sanitários na bacia do Rio Piracaba: sumário executivo*. Belo Horizonte, Minas Gerais, 2013b. 55 p.

FIGUEROA, L.; SILVERSTEIN, J. The effect of particulate organic matter on Biofilm nitrification. *Water Environment Research*, v. 64, p. 728, 1992.

FLORENCIO, L., KATO, M.T., AND MORAIS, J.C. Domestic sewage treatment in full-scale UASB plant at Mangueira, Recife, Pernambuco. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 4, p. 71-77, 2001.

FLORÊNCIO, L.; ALMEIDA, P.G.S.; MENDONÇA, N.M.; VOLSHAM.I.I.J.; NETO, C.O.A.; ROQUE PASSOS PIVELI, R.P.; CHERNICHARO, C.A.L. Nitrificação em Reatores Aeróbios com Biomassa Aderida. In: Mota, F.S. & von Sperling, M. (coordenadores). *Nutrientes de*

esgoto sanitário: utilização e remoção. Projeto FINEP/PROSAB – Edital 5. ABES. Rio de Janeiro, 2009. 428p.

FONSECA, M.F. *Remoção de nitrogênio amoniacal em filtro biológico percolador pós-tratando efluente de reator UASB*. 2009. 118 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). COPPE/UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

FRADE, E.C. *Concepção e Avaliação de Desempenho de um Sistema Compacto Reator UASB/Filtro Biológico Percolador Utilizado para o Tratamento de Esgotos Sanitário*. 2003. 107 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

FRANCO, P.L.P. *Análise da potencialidade do reúso indireto potável: estudo de caso da ETE Atuba Sul, Região Metropolitana de Curitiba*. 2010. 238 p. Dissertação (Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial - Setor de Tecnologia). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

GE, S.; PENG, Y.; QIU, S.; ZHU, A.; REN, N. Complete nitrogen removal from municipal wastewater via partial nitrification by appropriately alternating anoxic/aerobic conditions in a continuous plug-flow step feed process. *Water Research*, v. 55, p. 95-105, 2014.

GONÇALVES, R.F.; ARAÚJO, V.L.D.; CHERNICHARO, C.A.L. Association of a UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic sewage treatment. *Water Science and Technology*, v. 38, n. 8-9, p. 189-195, 1998.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE NETO, C.O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R., AISSE, M.M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coordenador). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. FINEP/PROSAB, Rio de Janeiro, Brasil, 2001. 544 p.

GUJER, W. Nitrification and me – A subjective review. *Water Research*, v. 44, n. 1, p. 1-19, 2010.

HALALSHEH, M., SAWAJNEH, Z., ZU'BI, M., ZEEMAN, G., VAN LIER, J.B., 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*, v. 96, p. 577-585, 2005.

HALALSHEH, M.M.; MUHSEN, H.H.; SHATANAWI, K.M.; FIELD, J.A. Improving solids retention in upflow anaerobic sludge blanket reactors at low temperatures using lamella settlers. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, v. 45, n. 9, p. 1054-1059, 2010.

HATAMOTO, M.; YAMAMOTO, H.; KINDAICHI, T.; OZAKI, N.; OHASHI, A. Biological oxidation of dissolved methane in effluents from anaerobic reactors using a down-flow hanging sponge reactor. *Water Research*, v. 44, p. 1409-1418, 2010.

HATAMOTO, M.; MIYAUCHI, T.; KINDAICHI, T.; OZAKI, N.; OHASHI, A. Dissolved methane oxidation and competition for oxygen in down-flow hanging sponge reactor for post-treatment of anaerobic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 10299-10304, 2011.

HENDRICKX T.L.G.; TEMMINK, H.; ELISSEN, H.J.H.; BUISMAN, C.J.N. The effect of operating conditions on aquatic worms eating waste sludge. *Water Research*, v. 43, n. 4, p. 943-950, 2009.

HENZE, M.; HARREMOËS, P.; LA COUR JANSEN, J.; ARVIN, E. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. 3rd ed., Springer-Verlag, Berlin, 2001. 422 p.

- JENNI, S.; VLAEMINCK, S.E.; MORGENROTH, E.; UBERT, K.M. Successful application of nitrification/anammox to wastewater with elevated organic carbon to ammonia ratios. *Water Research*, v. 49, p. 316-326, 2014.
- JENNI, S.S.; VILLEZ, K.; MORGENROTH, E.; UDERT, K.M. Observability of anammox activity in single-stage nitrification/anammox reactors using mass balances. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, v. 1, p. 523-534, 2015.
- JETTEN, M.S.M.; HORN, S.J.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. *Water Science and Technology*, v. 35, p. 171–80, 1997.
- JETTEN, M.S.M.; SCHMID, M.; SCHMIDT, I.; WUBBEN, M.; VAN DONGEN, U.; ABMA, W. Improved nitrogen removal by application of new nitrogen-cycle bacteria. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v.1, p. 51-63, 2002.
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 4ª. ed., Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES, 2005. 932p.
- JOSS, A.; DERLON, N.; CYPRIEN, C.; BURGER, S.; SZIVAK, I.; TRABER, J.; SIEGRIST, H.; MORGENROTH, E. Combined nitrification–anammox: advances in understanding process stability. *Environ. Sci. Technol.*, v. 45, p. 9735-9742, 2011.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. *Treatment Wetlands*. 2nd ed., Florida, USA, 2009. 1046 p.
- KARTAL, B.; KUENEN, J.G.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Sewage treatment with Anammox. *Science*, v. 328, p. 702-703, 2010.
- KASSAB, G.; HALALSHEH, M.; KLAPWIJK, A.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J.B. Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater - a review. *Bioresour Technol*, v. 101, n. 10, p. 3299-310, 2010.
- KHALIL, N.; MITTAL, A.K.; RAGHAV, A.K.; RAJEEV, S. UASB technology for sewage treatment in india: 20 years experience. *Environmental Engineering and Management Journal*, v. 5, n. 5, p. 1059-1069, 2006.
- KHAN, A. A.; GAUR, R.Z.; TYAGI, V.K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A.A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 12, p. 1232-1251, 2011.
- KHAN, A. A.; GAUR, R.Z.; MEHROTRA, I.; DIAMANTIS, V.; LEW, B.; KAZMI, A.A. Performance assessment of different STPs based on UASB followed by aerobic post treatment systems. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, v. 12, n. 43, p. 1-13, 2014.
- KHIN, T.; ANNACHHATRE, A.P. Novel microbial nitrogen removal processes. *Biotechnology Advances*, v. 22, p. 519-532, 2004.
- KINDAICHI, T.; ITO, T.; OKABE, S. Ecophysiological interaction between nitrifying bacteria and heterotroph bacteria in autotrophic nitrifying biofilms as determined by microautoradiography-fluorescence in-situ hybridization. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 70, n. 3, p. 1641-1650, 2004.
- KISSEL, J.C.; MCCARTY, P.L.; STREET, R.L. Numerical simulation of mixed culture biofilm. *J. Environ. Eng.*, v. 110, n. 2, p. 393-411, 1984.
- KUBOTA, K.; HAYASHI, M.; MATSUNAGA, K.; IGUCHI, A.; OHASHI, A; LI, Y.; YAMAGUCHI, T.; HARADA, H. Microbial community composition of a down-flow hanging sponge (DHS) reactor combined with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for the treatment of municipal sewage. *Bioresour Technol*, v. 151, p. 144-150, 2014.

- LEE, N.M.; WELANDER, T. Influence of predators on nitrification in aerobic biofilms processes. *Water Science and Technology*, v. 29, n. 7, p.355-363, 1994.
- LEITÃO, R.C.; SANTAELLA, S.T.; VAN HAANDEL, A.C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effect of operational conditions on the hydrodynamic characteristics of the sludge bed in UASB reactors. *Water Science and Technology*, v. 64, n. 9, p. 1935-41, 2011.
- LEMAIRE, R.; MARCELINO, M.; YUAN, Z. Achieving the nitrite pathway using aeration phase length control and step - feed in an SBR removing nutrients from abattoir wastewater. *Biotechnology and bioengineering*, v. 100, n. 6, 2008.
- LETTINGA, G.; VAN LIER, J.B.; VAN BUUREN, J.C.L.; ZEEMAN, G. Sustainable development in pollution control and the role of anaerobic treatment. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 6, p. 181-188, 2001.
- LEVENSPIEL, O. *Chemical Reaction Engineering*. 3rd ed. New York: John Wiley e Sons, 2000. 668 p.
- LOBATO, L.C.S; CARDOSO, L.C.; DIVINO, M.G.; SILVA, H.; CHERNICHARO, C.A.L. Influência da rotina operacional de descarte do lodo excedente de reatores UASB na qualidade do efluente de uma estação de tratamento de esgoto. In: *26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Anais: pen drive: ABES, Porto Alegre - RS, 2011.
- LOGE, F.J.; EMERICK, R.W.; GINN, T.R.; DARBY, J.L. Association of coliform bacteria with wastewater particles: impact of operational parameters of the activated sludge process. *Water Research*, v. 36, p. 41-48, 2002.
- MAC CONELL, E.F.; ARAÚJO, J.C.; ALMEIDA, P.G.S.; CHERNICHARO, C.A.L. Influence of packing media on the diversity and abundance of nitrifying bacteria in trickling filters treating effluent from an UASB reactor. In: *Proceedings of the 13th World Congress on Anaerobic Digestion*, Santiago de Compostela, Spain, 2013a.
- MAC CONELL, E.F.; ALMEIDA, P.G.S.; ZERBINI, A.M.; BRANDT, E.M.F.; ARAÚJO, J.C.; CHERNICHARO, C.A.L. Diversity and dynamics of ammonia-oxidizing bacterial communities in a sponge-based trickling filter treating effluent from a UASB reactor. *Water Science and Technology*, v. 68, n. 3, p. 650-657, 2013b.
- MAC CONELL, E. F. *Caracterização da comunidade bacteriana de filtros biológicos percoladores tratando efluente anaeróbio*. 2014a. 159 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014a.
- MAC CONELL, E. F. A.; ALMEIDA, P.G.S.; MARTINS, K.E.L.; ARAÚJO, J.C.; CHERNICHARO, C.A.L. Bacterial community involved in the nitrogen cycle in a down-flow sponge-based reactor treating UASB effluent. In: *Proceedings of the XI Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion*, Havana, Cuba, 2014b.
- MAC CONELL, E.F.A.; ALMEIDA, P.G.S.; MARTINS, K.E L.; ARAÚJO, J.C; CHERNICHARO, C.A.L. Bacterial community involved in the nitrogen cycle in a down-flow sponge-based trickling filter treating UASB effluent. *Water Science and Technology*, v. 72, n. 1, p. 116-122, 2015.
- MACHDAR, I.; HARADA, H.; OHASHI, A.; SEKIGUCHI, Y.; OKUI, H.; UEKI, K. A novel and cost-effective sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and aerobic post-treatment units for developing countries. *Water Science and Technology*, v. 36, n. 12, p. 189-197, 1997.
- MACHDAR, I.; HARADA, H; OHASHI, A.; SEKIGUCHI, Y.; OKUI, H.; UEKI, K. Combination of UASB reactor and curtain type DHS (downflow hanging sponge) reactor as a

- cost effective sewage treatment system for developing countries. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 3-4, p. 83-88, 2000.
- MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; STAHL, D.A.; CLARK, D.P. *Microbiology of microorganisms*. Pearson Education, Inc., San Francisco, USA, 13th edition, 2010. 1155p.
- MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H.; LETTINGA, G. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. *Bioresource Technology*, v. 90, n. 1, p. 1-9, 2003.
- MAHMUOUD, M.; TAWFIK, A.; EL-GOHARY, F. Simultaneous organic and nutrient removal in a naturally ventilated biotower treating presettled municipal wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, v. 136, p. 301-307, 2010.
- MAHMUOUD, M.; TAWFIK, A.; EL-GOHARY, F. Use of down-flow hanging sponge (DHS) reactor as a promising post-treatment system for municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, v. 168, p. 535-543, 2011.
- MARA, D. *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. Earthscan, London, 2004. 310 p.
- METCALF & EDDY, I. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4th ed. New York, NY: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.
- MIKOLA, A.; HEINONEN, M.; KOSONEN, H.; LEPPÄNEN, M.; RANTANEN, P.; VAHALA, R. N₂O emissions from secondary clarifiers and their contribution to the total emissions of the WWTP. *Water Science and Technology*, v. 70, n. 4, p. 720-728, 2014.
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n° 1, de 5 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH, 2008.
- MISSAGIA, B. *Estudo das comunidades bacterianas em filtros biológicos percoladores utilizados para o pós-tratamento de efluentes de um reator UASB*. 2010. 113 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.
- MONROY, O.; FAMÁ, G.; MERAZ, M.; MONTOYA, L.; MACARIE, H. Anaerobic digestion for wastewater treatment in Mexico: state of the technology. *Water Research*, v. 34, n. 6, p. 1803-1816, 2000.
- MOON, C.; LEE, E.Y.; PARK, S. Biodegradation of gas-phase styrene in a high-performance biotrickling filter using porous polyurethane foam as a packing medium. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, v.15, p. 512-519, 2010.
- MORAES, O.J.S.; SOUZA, J.R.; SILVA, L.R.; AZEVEDO, S.G.; CHERNICHARO, C.A.L.; LOBATO, L.C.S.; SILVA, R.V. Long term performance of the largest Brazilian combined anaerobic/aerobic treatment plant (PE = 1 million inhabitants). In: *Proceedings of the X DAAL - Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion*. Ouro Preto, 2011.
- MORAES, B.S. *Desnitrificação autotrófica com o uso de sulfeto e integração com o processo de nitrificação em um único reator*. 2012. 285 p. Tese (Doutorado em Ciências – Escola de Engenharia de São Carlos), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.
- MORGENROTH, E. Biofilm Reactors. In: WANNER, O.; EBERL, H.J.; MORGENROTH, E.; NOGUERA, D.R.; PICIOREANU, C.; RITTMANN, B.E.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Mathematical Modelling of Biofilms*. IWA Publishing, London, UK. 2006, 208 p.

- MUNGRAY, A.K.; PATEL, K. Coliforms removal in two UASB + ASP based systems. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 65, p. 23-28, 2011.
- NADA, T., ALI, H.I., FARID, M.N., EL-GOHARY, F.A. AND MOAWAD, A. A full-scale application for anaerobic wastewater treatment technology (up-flow anaerobic sludge blanket UASB) in Egypt. *Conference National Research Centre*, Marh 13-15, Cairo, Egypt, 2006.
- NASCIMENTO, M.C.P. *Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB*. 2001. 181 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2001.
- NASCIMENTO, T.E.P.F. *Lodo em lagoas de polimento: acúmulo e implicações no comportamento hidrodinâmico e no desempenho do sistema*. 2014. 133 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.
- NATORI, T.; TAKEMURA, Y.; HARADA, H.; ABE, K.; OHASHI, A.; KIMURA, M.; YAMAGUCHI, T.; OKUBO, T.; UEMURA, S. The effect of salinity on nitrite accumulation in a down-flow hanging sponge reactor. *J Chem Technol Biotechnol*, v. 87, p. 1466-1472, 2012.
- NI, B-J.; RITTMANN, B.E.; YU, H-Q. Modeling predation processes in activated sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 105, n. 6, 1021-1030, 2009.
- NIKU, S.; SCHROEDER, E. D.; HAUGH, R. S. Reliability and stability of trickling filter processes. *Journal Water Pollution Control Association*, v. 54, n. 2, p. 129 - 134, 1982.
- NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J.M.; GÜERECA, L.P.; HERNÁNDEZ-PADILLA, F. Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. *Clean - Soil, Air, Water*, v. 40, n. 9, p. 926-932, 2012.
- O'FLAHERTY, V.; LENS, P.N.L.; DE BEER, D.; COLLERAN, E. Effect of feed composition and upflow velocity on aggregate characteristics in anaerobic upflow reactors. *Applied Microbiology and Biotechnol*, v. 47 n. 2, p.102-107.
- OKABE, S.; KINDAICHI, T.; ITO, T. Fate of ¹⁴C-Labeled microbial products derived from nitrifying bacteria in autotrophic nitrifying biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 71, n. 7, p. 3987-3994, 2005.
- OKABE, S., OSHIKI, M., TAKAHASHI, Y., SATOH, H. Development of long-term stable partial nitrification and subsequent anammox process. *Bioresource Technology*, v.102, p. 6801-6807, 2011.
- OLIVEIRA, S. C. *Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos*. 2006. 214 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.
- OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Reliability analysis of wastewater treatment plants. *Water Research*, v. 42, n. 4-5, p. 1182-94, 2008.
- OLIVEIRA, S.C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. *J. Wat. Sanit. Hyg. Dev.*, v. 1, n. 1, p. 37-56, 2011.
- ONODERA, T.; MATSUNAGA, K.; KUBOTA, K.; TANIGUCHI, K.; HARADA, H.; SYUTSUBO, K.; OKUBO, T.; UEMURA, S.; ARAKI, N.; YAMADA, M.; YAMAUCHI, M.; YAMAGUCHI, T. Characterization of the retained sludge in a down-flow hanging sponge

- (DHS) reactor with emphasis on its low excess sludge production. *Bioresource Technology*, v. 136, p. 169-175, 2013.
- ONODERA, T.; TANDUKAR, M.; SUGIYANA, D.; UEMURA, S.; OHASHI, A.; HARADA, H. Development of a sixth-generation DHS reactor using rigid sponge media for post-treatment of UASB treating municipal sewage. *Bioresource Technology*, v. 152, p. 93-100, 2014.
- ONODERA, T.; SYUTSUBO, K.; YOOCHATCHAVAL, W.; SUMINO, H.; MIZUOCHI, M.; HARADA, H. Protection of biomass from snail overgrazing in a trickling filter using sponge media as a biomass carrier: down-flow hanging sponge system. *Water Science and Technology*, v. 71, n. 4, p. 518-522, 2015.
- OKUBO, T.; ONODERA, T.; UEMURA, S.; YAMAGUCHI, T.; OHASHI, A.; HARADA, H. On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hangingsponge reactor as a post-treatment process of an up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India. *Bioresource Technology*, v. 194, p. 156-164, 2015.
- PANDEY, N., DUBEY, S. K. Up-flow Anaerobic Sludge Bed (UASB) based sewage treatment plant (STP) at Mirzapur: A Review. *Int. Res. J. Environment Sci.*, v. 3, n. 8, p. 67-71, 2014.
- PARKER, D.S.; RICHARDS, T. Nitrification in trickling filters. *Journal WPCF*, v. 58, n. 9, p. 896-901, 1986.
- PARKER, D.; LUTZ, M.; BENSCH, A.; ASPERGREN. Effect of operating variables on nitrification rates in trickling filters. *Water Environment Research*, v. 67, n. 7, p. 1111-1118, 1995.
- PARKER, D.S.; JACOBS, T.; BOWER, E.; STOWE, D.W., FARMER, G. Maximizing trickling filter nitrification rates through biofilm control: research review and full scale application. *Water Science and Technology*, v. 36, n. 1, p. 255-262, 1997.
- PASSOS, R.G., MATOS, M.P., DIAS, D.F.C, VON SPERLING, M. Caracterização hidráulica de lagoas de polimento rasas para pequenas comunidades com uso de traçador salino (cloreto de sódio). In: *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais: pen drive: ABES*. Rio de Janeiro - RJ, 2015.
- PEARCE, P.; JARVIS, S. Operational experiences with structured plastic media filters: 10 years on. *Water and Environment Journal*, v. 25, n. 2, p. 200-207, 2011.
- PEÑA, M.R., RODRIGUÉZ, J., MARA, D.D., SEPULVEDA, M. UASBs or anaerobic ponds in warm climates? A preliminary answer from Colombia. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10-11, p. 59-65, 2000.
- PEÑA, M.R.; MARA, D.D.; AVELLA, G.P. Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. *Water Research*, v. 40, p. 445-452, 2006.
- PENG, Y.Z.; ZHU, G.B. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, v. 73, p. 15-26, 2006.
- PERSSON, J.; SOMES, N.L.G.; WONG, T.H.F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 291-300, 1999.
- PONTES, P.P. *Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador*. 2003. 198 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- PONTES, P.P.; CHERNICHARO, C.A.L. Avaliação de desempenho de um sistema reator UASB - Filtro Biológico Percolador operando com e sem decantador secundário. In: *XXX*

Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Anais: AIDIS. Punta del Este - Uruguai, 2006.

PONTES, P.P.; CHERNICHARO, C.A.L. Characterization and removal of specific organic constituents in an UASB-trickling filter system treating domestic wastewater. *Environmental Technology*, v. 32, n. 3, p. 281-287, 2011.

PORTO, M.T.R. *Estudo de um filtro biológico percolador utilizado para o pós-tratamento de efluente de um reator UASB, com ênfase no efeito da atura do meio suporte sobre a estabilidade do sistema*. 2002. 120 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

REYMOND, P.; ABDEL WAHAAB, R.; MOUSSA, M. *Small-Scale Sanitation in Egypt: Challenges and Ways Forward*, Eawag, Cairo. 2012.

REZENDE, J.C.; ARAÚJO, J.C.; ALMEIDA, P.G.S.; CHERNICHARO, C.A.L.; SANZ, J.L.; SOUZA, E.C.; NASCIMENTO, A.M.A. Organic loading rate and food-to-microorganism ratio shape prokaryotic diversity in a demo-scale up-flow anaerobic sludge blanket reactor treating domestic wastewater. *Antonie van Leeuwenhoek*, v. 104, p. 993-1003, 2013.

RIBEIRO, R.; VARESCHE, M.B.A.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Influence of the carbon source on the anaerobic biomass adhesion on polyurethane foam matrices. *Journal of Environmental Management*, v. 74, p. 187-194, 2005.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. *Tratamento de Água – Tecnologia atualizada*. Ed. Edgard Blucher Ltda., São Paulo, 1991. 332 p.

RITTMANN B. E. The effect of load fluctuations on the effluent concentration produced by fixed-film reactors. *Water Science and Technology*, v. 17, p. 45-52, 1985.

RITTMANN, B.; McCARTY, P. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. New York: McGraw-hill International Editions, 2001. 754 p.

ROSA, A.P.; LOBATO, L.C.S.; CHERNICHARO, C.A.L.; MARTINS, D.C.R.B; MACIEL, F.M.; BORGES, J.M. Improving performance and operational control of UASB reactors via proper sludge and scum discharge routines. *Water Practice and Technology*, v. 7, n. 3, 2012.

SÁNCHEZ GUILLÉN, J.A.; JAYAWARDANA, L.K.M.C.B.; LOPEZ VAZQUEZ, C.M.; OLIVEIRA CRUZ, L.M.; BRDJANOVIC, D.; VAN LIER, J.B. Autotrophic nitrogen removal over nitrite in a sponge-bed trickling filter. *Bioresource Technol.*, v. 187, p. 314-325, 2015.

SÄRNER, E; MARKLUND, S. Influence of particulate organics on the removal of dissolved organics in fixed-film biological reactors. *Water Science and Technology*, v. 17, n. 15, 1984.

SATOH, H.; OKABE, S.; NORIMATSU, N.; WATANABE, Y. Significance of substrate C/N ratio on structure and activity of nitrifying biofilms determined by in situ hybridization and the use of microelectrodes. *Water Science and Technology*, v. 41, n. 4-5, p.317-321, 2000.

SATO, N.; OKUBO, T.; ONODERA, T.; OHASHI, A.; HARADA, H. Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: A case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. *Journal of Environmental Management*, v. 80, p. 198-207, 2006.

SÉGURET, F.; RACAULT, Y.; SARDINI, M. Hydrodynamic behaviour of full scale trickling filters. *Water Research*, v. 34, n. 5, p. 1551-1558, 2000.

SILVA, G. M.; GONÇALVES, R. F. Desempenho de um sistema UASB + filtro biológico percolador sem etapa de decantação tratando esgoto sanitário. *In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais: pen drive: ABES. Campo Grande - MS, 2005.*

- SHARMA, B.; AHLERT, R.C. Nitrification and nitrogen removal. *Water Research*, v. 11, p. 897-925, 1977.
- SILVA, F.J.A.; LIMA, M.G.S.; MENDONCA, L.A.R.; GOMES, M.J.T.L. Septic Tank combined with anaerobic filter and conventional UASB – results from full scale plants. *Braz. J. Chem. Eng.*, v. 30, n. 1, p. 133-140, 2013a.
- SILVA, M.N.C.; MARQUES, F.C.S.; BASTOS, G.S.M.; CHERNICHARO, C.A.L. Avaliação da eficiência de remoção de *Escherichia coli* e ovos de helmintos por reator UASB seguido de Filtro Biológico Percolador. In: *27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2013. Anais: *pen drive*: ABES. Goiânia - GO, 2013b.
- SOUTO, T.F.D.S. *Influência das Condições de Incubação no Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) de Lodos Anaeróbios*. 2007. 194 p. (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- SOUZA, C.L.; AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L. Ocorrência de espuma em reatores UASB tratando esgotos tipicamente domésticos: caracterização quantitativa e qualitativa. In: *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Anais: *pen drive*: ABES. Belo Horizonte - MG, 2007.
- STENQUIST, R.J. Carbon oxidation-nitrification in synthetic media trickling filters. *Journal WPCF*, v. 46, n. 5, p. 2327-2339, 1974.
- STEVIK, T.K., KARI, A., AUSLAND, G., JENSSEN, P.D. Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research* v. 38, p. 1355–1367, 2004.
- TACHINI, M.; FILHO, P.B.; PINHEIRO, A. Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanques sépticos em um RALF – um estudo de caso. *Sanare: Revista Técnica da Sanepar*, Curitiba, v. 24, p. 46-60, 2006.
- TANAKA, H.; TAKAHASHI, M.; YONEYAMA, Y.; SYUTSUBO, K.; KATO, K.; NAGANO, A.; YAMAGUCHI, T.; HARADA, H. Energy saving system with high effluent quality for municipal sewage treatment by UASB–DHS. *Water Science and Technology*, v. 66, n. 6, p. 1186-1194, 2012.
- TANDUKAR, M.; UEMURA, S.; MACHDAR, I.; OHASHI, A.; HARADA, H. A low-cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the “fourth-generation” downflow hanging sponge reactors. *Water Science and Technology*, v. 52, n. 1-2, p. 323-329, 2005.
- TANDUKAR, M.; MACHDAR, I.; UEMURA, S.; OHASHI, A.; HARADA, H. Potential of a Combination of UASB and DHS Reactors a Novel Sewage Treatment System for Developing Countries: Long-Term Evaluation. *Water Science and Technology*, v. 53, n. 3, p. 209-218, 2006a.
- TANDUKAR, M.; UEMURA, S.; OHASHI, A.; HARADA, H. Combining UASB and the “fourth generation” down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment. *Journal of Environmental Engineering*, v. 132, n. 2, p. 166-172, 2006b.
- TANDUKAR, M.; OHASHI, A.; HARADA, H. Performance comparison of a pilot-scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Water Research*, v. 41, n. 12, p. 2697-705, 2007.
- TAKAHASHI, M.; OHYA, A.; KAWAKAMI, S.; YONEYAMA, Y.; ONODERA, T.; SYUTSUBO, K.; YAMAZAKI, S.; ARAKI, N.; OHASHI, A.; HARADA, H.; YAMAGUCHI,

- T. Evaluation of treatment characteristics and sludge properties in a UASB reactor treating municipal sewage at ambient temperature. *Int. J. Environ. Res.*, v. 5, n. 4, p. 821-826, 2011a.
- TAKAHASHI, M.; YAMAGUCHI, T.; KURAMOTO, Y.; NAGANO, A.; SHIMOZAKI, S.; SUMINO, H.; ARAKI, N.; YAMAZAKI, S.; KAWAKAMI, S.; HARADA, H. Performance of a pilot-scale sewage treatment: An up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) and a down-flow hanging sponge (DHS) reactors combined system by sulfur-redox reaction process under low-temperature conditions. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 753-757, 2011b.
- TAVARES, F.V.F. *Remoção de surfactantes aniônicos em filtros biológicos percoladores com diferentes meios suporte aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. 2008. 83 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- TAWFIK, A.; OHASHI, A.; HARADA, H. Sewage treatment in a combined up-flow anaerobic sludge blanket (UASB)–down-flow hanging sponge (DHS) system. *Biochemical Engineering Journal*, v. 29, n. 3, p. 210-219, 2006a.
- TAWFIK, A.; EL-GOHARY, F.; OHASHI, A.; HARADA, H. The influence of physical–chemical and biological factors on the removal of faecal coliform through down-flow hanging sponge (DHS) system treating UASB reactor effluent. *Water Research* v. 40, p. 1877-1883, 2006b.
- TAWFIK, A.; OHASHI, A.; HARADA, H. Effect of sponge volume on the performance of down-flow hanging sponge system treating UASB reactor effluent. *Water Science and Technology*, v. 58, n. 1, p. 185-194, 2008.
- TAWFIK, A.; EL-GOHARY, F.; OHASHI, A.; HARADA, H. Optimization of the performance of an integrated anaerobic–aerobic system for domestic wastewater treatment. *Bioprocess Biosyst Eng*, v. 33, p. 779-785, 2010.
- TAWFIK, A.; WAHAB, R.A.; AL-ASMER, A.; MATARY, F. Effect of hydraulic retention time on the performance of down-flow hanging sponge system treating grey wastewater. *Bioprocess Biosyst Eng.*, v. 34, p. 767-776, 2011.
- TSUTIYA, M. T.; ALEM SOBRINHO, P. *Coleta e Transporte de Esgoto Sanitário*. 3ª. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 548 p.
- UEMURA, S.; TAKAISHI, A.; MACHDAR, I.; OHASHI, HARADA, H. Removal indogenous coliphages and fecal coliforms by a novel sewage treatment system consisting of UASB and DHS units. *Water Science and Technology*, v. 46, n. 11-12, p.303-309, 2002.
- UEMURA S., HARADA, H. Application of UASB technology for sewage treatment with a novel post treatment process. In: (eds.) Fang, H.H.P. *Environmental Anaerobic Technology; Applications and New Developments*. Imperial College Press, Londres, 2010. 404 p.
- UEMURA S., SUZUKI, S., MATUYAMA, Y., HARADA, H. Direct treatment of settled sewage by DHS reactors with different sizes of sponge support media. *Int. J. Environ. Res.*, v. 6, n. 1, p. 25-32, 2012a.
- UEMURA, S.; KIMURA, M.; YAMAGUCHI, T.; OHASHI, A.; TAKEMURA, Y.; HARADA, H. Long term evaluation of the effect of salinity on organic removal and ammonium oxidation in a down-flow hanging sponge reactor. *Int. J. Environ. Res.*, v. 6, n. 2, p. 361-366, 2012b.
- UN-WATER, The United Nations inter-agency mechanism on all freshwater related issues, including sanitation. *Wastewater Management - Analytical Brief*. 2015. Disponível em: <http://www.unwater.org/fileadmin/user_upload/unwater_new/docs/UN-Water_Analytical_Brief_Wastewater_Management.pdf>. Acesso em: nov. 2013

- USEPA, United States Environmental Protection Agency. *Manual: Nitrogen Control*. Washington D.C., 1993. 311 p.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. *Nutrient Control Design Manual: State of Technology Review Report*. EPA/600/R-09/012. Office of Research and Development / National Risk Management Research Laboratory. Cincinnati, Ohio, 2009. 104 p.
- VAN DER STAR, W. R. L.; ABMA, W. R.; BLOMMERS, D.; MULDER, J-W.; TOKUTOMI, T.; STROUS, M.; PICIOREANU, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: experiences from the first full-scale Anammox reactor in Rotterdam. *Water Research* v.41, p. 4149-4163, 2007.
- VAN DONGEN, U.G.J.M.; JETTEN, M.S.M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. The SHARON-anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Science and Technology*, v. 44, p. 153-160, 2001.
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. *Anaerobic Sewage Treatment, A Practical Guide for Regions with a Hot Climate*. J. Wiley & Sns, 1994. 236 p.
- VAN LIER, J.B.; G. LETTINGA. Appropriate technologies for effective management of industrial and domestic wastewaters: The decentralized approach. *Water Science and Technology*., v. 40, n. 7, p. 171-183, 1999.
- VAN LIER, J.B., VASHI A., VAN DER LUBBE J., AND HEFFERNAN B. Anaerobic sewage treatment using UASB reactors: engineering and operational aspects. In: (eds.) Fang, H.H.P. *Environmental Anaerobic technology: Applications and New Developments*. Imperial College Press, London, UK, 2010, 404 p.
- VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; EIKELBOOM, D.; GJALTEMA, A.; MULDER, A.; TIJHUIS, L.; HEIJNEN, J.J. Biofilm structures. *Water Science and Technology*, v. 32, n. 8, p. 35-43, 1995.
- VARESCHE, M. B.; ZAIAT, M.; VIEIRA, L.G.T.;VAZOLLER, R.F.; FORESTI, E. Microbial colonization of polyurethane foam matrices in horizontal-flow anaerobic immobilized-sludge reactor. *Appl Microbiol Biotechnol*, v. 48, p. 534-538, 1997.
- VASEL, J.L.; SCHROBILTGEN, P. Oxygen Transfer in trickling filters. *Water Research*. v. 25. n.1, p. 53-60, 1991.
- VICTORIA, J.A.R. *Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB*. 2006.129f. Tese (Doutorado em engenharia hidráulica e saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
- VIEIRA, P.C.; VON SPERLING, M.; COTA, R. S.; VASCONCELLOS, G. R.; COSTA, C. L. S. Avaliação do comportamento hidrodinâmico de um filtro biológico percolador com laterais abertas. In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais: *pen drive*: ABES. Goiânia - GO, 2013.
- VIEIRA, P.C. *Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pos-tratamento de efluente de reator UASB*. 2013. 278 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Escola de Engenharia). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.
- VILLAVERDE, S. Recent developments on biological nutrient removal processes for wastewater treatment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 3, p.171-183, 2004.

- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias* - Vol. 2: Princípios básicos do tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 1996. 211 p.
- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias* - Vol. 4: Lodos ativados. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 3ª ed. Belo Horizonte, 2012. 428 p.
- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*- Vol. 1: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Editora UFMG. 4.ed. Belo Horizonte, 2014. 470 p.
- WALIA, R., KUMAR, P., MEHROTRA I. Performance of UASB based sewage treatment plant in India: polishing by diffusers an alternative. *Water Science and Technology*, v. 63, n. 4, p. 680-688, 2011.
- WANG, H.; JI, G.; BAI, X.; HE, C. Assessing nitrogen transformation processes in a trickling filter under hydraulic loading rate constraints using nitrogen functional gene abundances. *Bioresource Technology*, v. 177, p. 217-223, 2015.
- WANNER, O.; EBERL, H.J.; MORGENROTH, E.; NOGUERA, D.R; PICIOREANU, C.; RITTMANN, B.E.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Mathematical Modelling of Biofilms*. IWA Publishing, London, UK. 2006, 208 p.
- WEI, Y.; VAN HOUTENB, R.T.; BORGERB, A.R.; EIKELBOOMB, D.H.; FAN, Y. Minimization of excess sludge production for biologicalwastewater treatment. *Water Research*, v. 37, p. 4453-4467, 2003.
- WEF, Water Environment Federation. *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*. v.1, 3ª ed. Manual of Practice nº 8, cap 12. Alexandria, Virginia. 1992. 2600 p.
- WEF, Water Environment Federation. *Aerobic Fixed-Growth Reactors: a special publication*. 2000. 340 p.
- WEF, World Economic Forum. *Insight Report - Global Risks 2015*. 10th ed. WEF, Geneva, 2015. 69 p.
- WERF, Water Environment Research Foundation. *Energy Efficiency in Wastewater Treatment in North America: A Compendium of Best Practices and Case Studies of Novel Approaches*. Final Report. Alexandria: Water Environment Research Foundation, 2010. 121 p.
- WHO, World Health Organization. *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*. Volume 2: Wastewater Use in Agriculture. WHO, Geneva, 2006. 213 p.
- WIESMANN, U. Biological nitrogen removal from wastewater. *Advances in Biochemistry and Engineering/Biotechnology*, v. 51, p. 113-154, 1994.
- WIK, T. Adsorption and denitrification in nitrifying trickling filters. *Water Research*, v. 33, n. 6, p. 1500-1508, 1999.
- WIK, T. Trickling filters and biofilm reactor modeling. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 2, p. 193-212, 2003.
- WIJEYEKOON, S.; MINO, T.; SATOH, H.; MATSUO T. Effects of substrate loading rate on biofilm structure. *Water Research*, v. 38, p. 2479-2488, 2004.
- WOZNICA, A.; KAR CZ, J.; NOWAK, A.; GMUR, A.; BERNAS, T. Spatial architecture of nitrifying bacteria biofilm immobilized on poliurethane foam in an automatic biodetector for water toxicity. *Microscopy and Microanalysis*, v.16, p. 550-560, 2010.

YOOCHATCHAVAL, W.; ONODERA, T.; SUMINO, H.; YAMAGUCHI, T.; MIZUOCHI, M.; OKADERA, T.; SYUTSUBO. Development of a down-flow hanging sponge reactor for the treatment of low strength sewage. *Water Science and Technology*, v. 70, n. 4, p. 656-663, 2014.

ZERBINI, A.M.; CHERNICHARO, C.A.L.; VIANA, E.M. Estudo da remoção de ovos de helmintos e indicadores bacterianos em um sistema de tratamento de esgoto doméstico por reator UASB e aplicação superficial no solo. *In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Anais: ABES. Rio de Janeiro - RJ, 1999.