

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

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO EM  
FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES APLICADOS AO  
PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB**

**Paulo Gustavo Sertório de Almeida**

**Belo Horizonte**

**2012**

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO EM  
FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES APLICADOS AO  
PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB**

**Paulo Gustavo Sertório de Almeida**

**PAULO GUSTAVO SERTÓRIO DE ALMEIDA**

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO EM FILTROS  
BIOLÓGICOS PERCOLADORES APLICADOS AO PÓS-TRATAMENTO DE  
EFLUENTES DE REATORES UASB**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito à obtenção do título de Doutor 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

2012

A447r Almeida, Paulo Gustavo Sertório de  
Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB [manuscrito] / Paulo Gustavo Sertório de Almeida. – 2012.  
x, 204 f., enc. : il.

Orientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f.196-204.

1. Saneamento – Teses. 2. Águas residuais – Purificação – Tratamento biológico – Teses. I. Chernicharo, Carlos Augusto de Lemos. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628.3 (043)



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

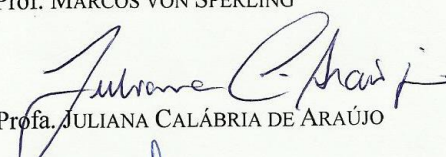
Remoção de Nitrogênio e Matéria Orgânica em Filtros Biológicos Percoladores  
Aplicados ao Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB

**PAULO GUSTAVO SERTÓRIO DE ALMEIDA**

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

  
Prof. CARLOS AUGUSTO DE LEMOS CHERNICHARO

  
Prof. MARCOS VON SPERLING

  
Profa. JULIANA CALÁBRIA DE ARAÚJO

  
Prof. PEDRO ALEM SOBRINHO

  
Prof. EUGENIO FORESTI

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

\_\_\_\_\_  
Prof. Mônica Maria Diniz Leão  
Coordenadora

\_\_\_\_\_  
Prof. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo  
Orientador

Belo Horizonte, 28 de maio de 2012.

*“A tarefa do pesquisador está em extrair dos detalhes uma informação para o todo.”*

*À minha esposa Cristianne, aos meus pais e a todos que igualmente acreditam e intercedem com inestimável grandeza e esforço nesta obra.*

## AGRADECIMENTOS

Ao Professor Carlos pelo incontestável apoio e crédito constante em meu crescimento pessoal e profissional ao longo de anos de convivência. Agradeço pelo enorme reconhecimento e confiança em um aluno que está sempre tentando vencer as próprias limitações, para o melhor.

Ao meu pai que anda ao lado de minhas intenções torcendo com apreço e grande confiança. O seu apoio é a essência de minhas conquistas e tem o teu exemplo de esforço como motivação.

À minha mãe pelo dom de escutar e trazer estímulo para os dias que se seguem. Os atos de melhorar algo além das possibilidades advém dos discursos sobre o seu trabalho.

À Minha esposa Cristianne pela sua preciosidade, desprendimento, paciência, admiração, pelo especial amor em todas as ações, sempre acreditando nos frutos de minhas tarefas.

Ao Professor Marcos, um companheiro de longa jornada, que em momentos especiais contribuiu para as minhas decisões, confiando, de braços abertos, na possibilidade de um bom trabalho. Um exemplo de energia positiva no DESA.

Ao Professor Bruce Rittmann pela contribuição expressiva em meu progresso sob a perspectiva do olhar acadêmico, incorporando-me sempre como um de seus alunos.

A Andrew Marcus pelo intenso apoio na sustentação das aspirações de um aprendiz e pela amizade.

Ao Professor Pedro Além Sobrinho que contribuiu para o aprimoramento de meus trabalhos em importantes momentos da minha vida acadêmica.

À Professora Juliana Calábria que contribui constantemente com esse trabalho e mantém vigente as perspectivas de enriquecimento das investigações em nosso time.

À Sílvia pela amizade e por sempre apoiar-me de forma expressiva com suas contribuições. Os comentários pessoais provenientes de nossas conversas e a sua inspiração profissional definitivamente me ajudaram a compor essa tese e o meu olhar sobre os dados produzidos.

À Érika pela amizade verdadeira e por sempre acreditar nos frutos desse trabalho. Em minha ausência, reconheço o seu esforço em apoiar o andamento de nossa equipe e por converter em trabalho todas as nossas discussões, uma evidência de nossa consonância para atuação em equipe !

À Livinha pela relação de amizade e pelo exemplo profissional nos esforços convergidos para o trabalho. O dom de agir diante de grandes e pequenos desafios em permanente controle e de forma linear é um talento seu e definitivamente faz parte da sua formação, da sua natureza.

Ao caro amigo Sérgio pela agradabilíssima relação de amizade e pelas conversas preciosas que sempre me fizeram pensar adiante. Chegando ao fim de uma jornada, parte de suas opiniões estão preliminarmente postas em prática com a conclusão desse trabalho.

À Suzane pelo especial apoio e respostas positivas às solicitações de toda a equipe e por realmente caminhar ao lado de nossas necessidades. O seu trabalho é essencial para todos nós.

*Em especial, aos grandes co-participantes deste trabalho Emanuel, Érika, Matheus, Sielen e Cris pelo engajamento intenso e seriedade. As contribuições advindas fizeram com que o conteúdo da tese crescesse sobremaneira em nível de importância.*



## RESUMO

A pesquisa investigou a remoção de matéria orgânica e nitrogênio em sistemas UASB seguidos por filtros biológicos percoladores (FBP) utilizados no tratamento de efluentes de origem doméstica. O aparato experimental compreendia um reator UASB (16,8 m<sup>3</sup>) e 2 (dois) FBPs (1,85-1,90 m) em paralelo, como pós-tratamento do efluente do reator UASB. Um dos FBPs foi preenchido com meio suporte vertical plástico (*Rotopack*) e o outro com um meio suporte baseado em espumas de poliuretano (*Rotosponge*). Os respectivos materiais suportes possuíam configurações semelhantes, diferenciando-se apenas pela presença da espuma de poliuretano como material de constituição. Para as condições operacionais impostas (TAS 10 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>; CO 0,30-0,60 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>), o uso de espumas de poliuretano reduziu as probabilidades de falha do sistema UASB/FBP (DQO e SST: de 20% para 1%; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N: de 50% para 3%). A redução de cargas orgânicas aplicadas (de 0,54 para 0,37 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) não resultou em aumento de eficiência e de taxas de nitrificação no FBP com meio vertical plástico pela presença de predadores. Para o FBP com espuma de poliuretano as taxas de nitrificação foram compatíveis com a produção de NO<sub>x</sub>-N e perdas de nitrogênio. No entanto, a redução da intensidade de bandas de DGGE no fundo do reator reforçou a menor relevância do referido volume reacional para a nitrificação, tendo em vista a limitação de substratos (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N; CaCO<sub>3</sub>) em porções inferiores do FBP. A remoção de nitrogênio total (NT), embora mais evidente no FBP com espumas de poliuretano, apresentou-se instável, e a desnitrificação heterotrófica pode não ter sido o único processo relevante. Remoções de NT mais expressivas foram observadas com cargas orgânicas mais elevadas (0,40 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) do que o observado na maior parte durante o período operacional (0,10-0,20 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> - 65% dos casos). Neste caso, a recirculação do efluente final não resultou em incremento de remoções de NT, um aspecto associado às elevadas relações N/DQO (0,25) e a menor biodegradabilidade do efluente do reator UASB. Contudo, a recirculação do efluente final atuou na manutenção de taxas máximas de nitrificação (150-200 gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.m<sup>-3</sup><sub>espuma</sub>.d<sup>-1</sup>). Ambos os sistemas UASB/FBP mostraram-se adequados para a operação sem decantadores secundários, em que a baixa perda de sólidos no efluente do reator UASB (40-80 mgSST.L<sup>-1</sup>) foi importante para a simplificação do sistema UASB/FBP. O consumo de componentes particulados na espuma de poliuretano atuou na melhoria de desempenho do sistema UASB/FBP, resultando em baixas concentrações efluentes de SST (20mgSST.L<sup>-1</sup>) e elevados níveis de confiabilidade (95-99%). Adicionalmente, o uso de espumas de poliuretano como meio suporte reduziu a influência de transientes hidráulicos para concentrações efluentes de DQO<sub>total</sub>, SST e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, indicando maior robustez do sistema UASB/FBP-*Rotosponge* à elevações de vazão. Considerando os mecanismos associados às diferenças de desempenho dos sistemas UASB/FBP foi desenvolvido um modelo matemático multiespécie, multicomponente para a compreensão dos processos biológicos e futuro aprimoramento da tecnologia. Os resultados da pesquisa mostram que as condições operacionais impostas aos FBP pós-UASB e os aprimoramentos em termos de configuração e constituição de meio suporte com o uso de espumas de poliuretano foram importantes para a melhoria da qualidade do efluente final de sistemas UASB/FBP, considerando ainda a possibilidade de simplificação operacional da tecnologia com a eliminação da etapa de decantação secundária.

## ABSTRACT

This work aimed to investigate the organic matter (OM) and nitrogen (N) removal in trickling filters post-UASB reactor (UASB/TF system) treating domestic wastewater. The experimental apparatus was comprised by a UASB reactor (16,8 m<sup>3</sup>) followed by two TFs (height: 1,85-1,90 m) in parallel. The natural ventilated biotowers (TFs) were filled with a vertical plastic media (*Rotopack*) and a sponge-based packing media (*Rotosponge*), respectively. The main difference between the two packing media was the presence of polyurethane sponge sheets for *Rotosponge*. For the operational conditions tested (10 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>; 0.30-0.60 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>), the use of a sponge-based packing media reduced the probability of failure of the UASB/TF system (COD and TSS: from 20% to 1%; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N: from 50% to 3%). Because the presence of macrofauna (predators) within TF-*Rotopack*, the increase of nitrification rates and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N removals were not observed at low organic loadings (around 0.35 kgCOD.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>). For TF-*Rotosponge*, the nitrification rates was compatible with NO<sub>x</sub>-N production, considering N-losses. The low intensity of AOB-DGGE bands at lower portions of the TF-*Rotosponge* reinforced the related reactional volume was not relevant for nitrification at lower organic loadings. N-removal was improved with sponge-based packing media, but still unstable. Because the low biodegradability of UASB effluent and high COD/N (0,25), recirculation (1:1) was not a good strategy for improvements in N-removal. Despite higher OLR led to greater N-removal, heterotrophic denitrification probably was not the only relevant process for N-removal. In terms of OM removal, we observed the operation of UASB/TF without secondary settlers was feasible, in which anaerobic sludge control is a key factor. The retention and consumption of solids within the sponges contributed to such operational simplification. In addition, because the potential for solids retention, we observed the sponge-based packing media improved the robustness of the UASB/TF in a hydraulic shock load event. The current stage of the research shows that a sponge-based packing media is important for enhancements in terms of effluent quality and operational simplification of UASB/TF systems. Furthermore, the new configuration of sponge-based packing media called *Rotosponge* can enhance the feasibility of scale-up UASB/TF treatment, including when retrofitting is necessary.

In addition, to investigate and quantify relevant features related with OM and N removal in the TFs we develop a multispecies, multicomponent models. A detailed analysis using the mechanistic models will provide relevant information regarding the factors responsible for difference in performance between the TFs post-UASB reactors.

# SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>7</b>
2.1	FORMAÇÃO, ESTRUTURA E CONSTITUIÇÃO DE BIOFILMES .....	7
2.1.1	<i>Aspectos gerais sobre desenvolvimento de biofilmes.....</i>	7
2.1.2	<i>Formação de biofilmes.....</i>	8
2.1.3	<i>Comunidade microbiana em biofilmes .....</i>	12
2.2	CICLO DO NITROGÊNIO .....	13
2.3	NITRIFICAÇÃO BIOLÓGICA.....	17
2.3.1	<i>Fundamentos básicos .....</i>	17
2.3.2	<i>Fatores interferentes no processo de nitrificação em biofilmes .....</i>	19
2.4	FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO .....	22
2.4.1	<i>Aspectos gerais e princípio de funcionamento .....</i>	22
2.4.2	<i>Classificação de filtros biológicos percoladores.....</i>	24
2.4.3	<i>Filtros biológicos percoladores de alta taxa: cargas orgânicas aplicadas e o desempenho do sistema para remoção de amônia .....</i>	25
2.4.4	<i>Aspectos operacionais e de projeto associados à nitrificação em FBPs .....</i>	25
2.4.4.1	<i>Cargas orgânicas aplicadas (CO aplicadas) .....</i>	25
2.4.4.2	<i>Taxa de aplicação superficial (TAS) .....</i>	28
2.4.4.3	<i>Efeito da recirculação do efluente final .....</i>	29
2.4.5	<i>Desempenho de FBPs na remoção de matéria orgânica e N-amoniacal .....</i>	31
2.4.6	<i>Lições extraídas de pesquisas e experiências práticas com FBPs utilizados na remoção simultânea de matéria orgânica e N-amoniacal .....</i>	33
2.5	MATERIAIS DE ENCHIMENTO UTILIZADOS EM FBPs.....	34
2.5.1	<i>Apresentação.....</i>	34
2.5.2	<i>Meios suportes: materiais convencionalmente utilizados .....</i>	35
2.5.3	<i>Meios suportes: Novas perspectivas.....</i>	39
2.6	PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS.....	44
2.6.1	<i>Uso de reatores UASB no tratamento de esgoto doméstico .....</i>	44
2.6.2	<i>Necessidade do pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: uma breve abordagem sobre a remoção de nitrogênio .....</i>	48
2.7	FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB .....	48
2.7.1	<i>Desempenho de FBPs operando como pós-reatores UASB.....</i>	49
2.7.2	<i>Sistema UASB/FBP operando sem etapa de decantação secundária .....</i>	54
2.7.2.1	<i>Estudos em escala piloto.....</i>	54
2.7.2.2	<i>Estudos em escala de demonstração .....</i>	55
2.7.2.3	<i>Experiências em escala plena .....</i>	56
2.7.2.4	<i>Lições extraídas das pesquisas e experiências com sistemas UASB/FBP operando sem etapa de decantação secundária.....</i>	58
2.8	MODELAGEM MATEMÁTICA DE SISTEMAS BIOLÓGICOS COM BIOFILMES .....	60
2.8.1	<i>Apresentação.....</i>	60
2.8.2	<i>Escolha do modelo e representação de características do sistema .....</i>	61
2.8.3	<i>Modelagem unidimensional de biofilmes (microescala) .....</i>	62
2.8.4	<i>Balanço de massa integral para modelagem unidimensional de reatores com biofilmes (balanço de massa em macroescala).....</i>	72
2.9	ANÁLISE CRÍTICA DA LITERATURA E CONTRIBUIÇÕES DO PRESENTE ESTUDO .....	74
2.9.1	<i>Condições operacionais e a influência de meios suportes no desempenho de FBPs .....</i>	74
2.9.2	<i>Investigação de mecanismos associados à remoção de matéria orgânica e N-amoniacal .....</i>	76
2.9.3	<i>Operação de sistemas UASB/FBP sem o uso de decantadores secundários.....</i>	77
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>78</b>
3.1	OBJETIVO GERAL .....	78
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	78
<b>4</b>	<b>HIPÓTESES E PREMISSAS.....</b>	<b>79</b>

<b>5</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>82</b>
5.1	ÁREA DE ESTUDO .....	82
5.2	DESCRIÇÃO DO APARATO EXPERIMENTAL .....	82
5.2.1	Reator UASB .....	82
5.2.2	Filtros biológicos percoladores (FBP) .....	83
5.2.3	Materiais de enchimento: Rotopack e Rotosponge .....	84
5.3	AMOSTRAGEM E MONITORAMENTO .....	86
5.3.1	Amostragem da fase líquida .....	86
5.3.2	Amostragem da fase sólida: Biomassa dos FBPs .....	86
5.3.3	Campanhas de amostragem .....	86
5.4	CARACTERÍSTICAS E CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO SISTEMA UASB/FBP .....	87
5.4.1	Reator UASB .....	87
5.4.2	Filtros biológicos percoladores: Critérios e etapas operacionais .....	88
5.5	DETERMINAÇÃO DO TDH DO LÍQUIDO NOS FBPs .....	90
<b>6</b>	<b>DESEMPENHO DE FBP PÓS-RETORES UASB PREENCHIDOS COM MEIOS SUPORTES PLÁSTICOS E BASEADOS EM ESPUMAS DE POLIURETANO .....</b>	<b>93</b>
6.1	INTRODUÇÃO .....	93
6.2	METODOLOGIA .....	94
6.2.1	Aparato experimental .....	94
6.2.2	Condições operacionais .....	95
6.2.3	Transiente hidráulico .....	95
6.2.4	Cargas orgânicas e cargas de nitrogênio ( $CO_{DQO}$ ; $CO_{DBO}$ ; $C_{NTK}$ ) aplicadas nos FBPs .....	95
6.2.5	Comunidade oxidadora de amônia nos FBPs .....	96
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	97
6.3.1	Nitrificação nos FBPs pós-reactores UASB .....	97
6.3.1.1	Desempenho para remoção de $NH_4^+-N$ .....	97
6.3.1.2	Retenção de biomassa e atividade nitrificante nos FBPs .....	99
6.3.1.3	Concentrações de substratos orgânicos ( $DBO_{total}$ e $DQO_{solúvel}$ ) e nitrificação .....	105
6.3.1.4	Micro-organismos oxidadores de amônia (AOB) nos FBPs .....	105
6.3.2	Remoção de nitrogênio: uma perspectiva para FBPs com espumas de poliuretano .....	107
6.3.2.1	Breve contextualização sobre a remoção de N em reatores com biofilmes .....	107
6.3.2.2	Remoção de N nos sistemas FBP-Rotopack e FBP-Rotosponge .....	108
6.3.2.3	Recirculação do efluente final para remoção de N em FBP com meio suporte baseado em espuma de poliuretano .....	111
6.3.3	Remoção de matéria orgânica no reator UASB e sistemas UASB/FBP .....	112
6.3.3.1	Remoção de DBO e DQO .....	112
6.3.3.2	Remoção de SST e consumo de matéria orgânica particulada .....	114
6.4	CONCLUSÕES .....	117
<b>7</b>	<b>COMPORTAMENTO DE SISTEMAS UASB/FBP SEM DECANTADORES SECUNDÁRIOS SOB CONDIÇÕES TRANSIENTES DE VAZÃO .....</b>	<b>119</b>
7.1	INTRODUÇÃO .....	119
7.2	METODOLOGIA .....	120
7.2.1	Aparato Experimental .....	120
7.2.2	Etapas de investigação e monitoramento dos sistemas .....	121
7.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	123
7.3.1	Etapa 1. Transiente hidráulico aplicado aos FBPs pós-reactores UASB .....	123
7.3.2	Etapa 2. Transiente hidráulico aplicado ao sistema UASB/FBP .....	133
7.4	CONCLUSÕES .....	136

<b>8</b>	<b>PROPOSIÇÃO PARA MODELAGEM UNIDIMENSIONAL MULTIESPÉCIES, MULTICOMPONENTE DE FBP PÓS-REATOR UASB.....</b>	<b>137</b>
8.1	INTRODUÇÃO.....	137
8.2	DESENVOLVIMENTO DO MODELO.....	139
8.2.1	<i>Escolha do modelo e estratégias para o modelamento.....</i>	<i>139</i>
8.2.2	<i>Domínios de modelagem dos FBPs.....</i>	<i>140</i>
8.2.3	<i>Balancos de massa em macroescala: Componentes solúveis.....</i>	<i>141</i>
8.2.4	<i>Balancos de massa em macroescala: Componentes particulados.....</i>	<i>146</i>
8.2.4.1	<i>FBP-Rotopack.....</i>	<i>147</i>
8.2.4.2	<i>FBP-Rotosponge.....</i>	<i>150</i>
8.2.5	<i>Premissas para a implementação da matriz de processos.....</i>	<i>151</i>
8.2.6	<i>Transformações de componentes solúveis (<math>\eta_j</math>) e desenvolvimento microbiano (<math>\mu_j</math>) nos compartimentos de reação.....</i>	<i>153</i>
8.3	IMPLICAÇÕES DESTE ESTUDO.....	161
8.4	FUTUROS APRIMORAMENTOS DO MODELO.....	163
<b>9</b>	<b>CONFIABILIDADE DE SISTEMAS UASB/FBP OPERANDO SEM DECANTADORES SECUNDÁRIOS .....</b>	<b>169</b>
9.1	INTRODUÇÃO.....	169
9.2	METODOLOGIA.....	171
9.2.1	<i>Aparato experimental.....</i>	<i>171</i>
9.2.2	<i>Períodos operacionais.....</i>	<i>172</i>
9.2.3	<i>Testes de aderência e normalidade a uma distribuição.....</i>	<i>173</i>
9.2.4	<i>Coefficientes de confiabilidade (CDC) e concentrações de projeto e operação para o atendimento a padrões de lançamento.....</i>	<i>174</i>
9.2.5	<i>Percentual esperado de atendimento às metas de lançamento.....</i>	<i>176</i>
9.2.6	<i>Diferenças estatísticas entre concentrações efluentes.....</i>	<i>177</i>
9.2.7	<i>Padrões de lançamento adotados (metas de lançamento).....</i>	<i>177</i>
9.3	RESULTADOS.....	178
9.3.1	<i>Análise global dos dados de monitoramento e desempenho dos sistemas.....</i>	<i>178</i>
9.3.2	<i>Testes de aderência e de normalidade.....</i>	<i>179</i>
9.3.3	<i>Testes gráficos.....</i>	<i>180</i>
9.3.4	<i>Coefficientes de confiabilidade (CDC).....</i>	<i>184</i>
9.3.5	<i>Concentrações de projeto e operação para o atendimento a limites de concentrações efluentes.....</i>	<i>186</i>
9.3.6	<i>Percentual esperado de atendimento às metas de lançamento.....</i>	<i>188</i>
9.4	CONCLUSÕES.....	190
9.5	FUTURAS INVESTIGAÇÕES.....	191
<b>10</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>192</b>
<b>11</b>	<b>RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>195</b>
<b>12</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>196</b>

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1. (A) PRINCIPAIS COMPONENTES DE MATRIZES DE ORIGEM BIOLÓGICA E (B) BIOMASSA ADERIDA A UM MEIO SUPORTE. FONTE: ADAPTADO DE WANNER <i>ET AL.</i> , 2006, E MENDONÇA, 2004. ....	10
FIGURA 2.2. CICLO DO NITROGÊNIO CONSIDERANDO ROTAS TÍPICAMENTE OBSERVADAS EM SISTEMAS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO DOMÉSTICO. ....	13
FIGURA 2.3. PRINCIPAIS COMPONENTES DE UM FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR E PRINCÍPIO DE FUNCIONAMENTO. ....	23
FIGURA 2.4. (A) EFEITO DA COV APLICADA NA NITRIFICAÇÃO EM FBPs PREENCHIDOS POR MATERIAIS PLÁSTICOS E LEITOS DE PEDRA. (B) EFEITO DA RELAÇÃO DBO:NTK EM TAXAS DE REMOÇÃO DE NTK. ....	28
FIGURA 2.5. EFEITO DA TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL NA REMOÇÃO DE DBO SOLÚVEL. ....	29
FIGURA 2.6. EFEITO DA TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL NA REMOÇÃO DE N-AMONIACAL. ....	29
FIGURA 2.7. EFEITO DA RECIRCULAÇÃO (1:1) NA NITRIFICAÇÃO EM FBp PREENCHIDO COM LEITO DE PEDRA (ALTURA DO FBp: 2,40 M). FONTE: USEPA (1991). ....	31
FIGURA 2.8. INCREMENTO GRADUAL NO NÚMERO DE REATORES ANAERÓBIOS DE ALTA TAXA EM UM CENÁRIO MUNDIAL (PERÍODO: 1975-2006). FONTE: VAN LIER <i>ET AL.</i> (2008). ....	44
FIGURA 2.9. INFLUÊNCIA DE CARGA DE SÓLIDOS NAS CONCENTRAÇÕES DE NITRATO EFLUENTES EM SISTEMAS UASB/FBP-DHS (A) E (B) UASB/FBP-ESCÓRIA. (DADOS NÃO PUBLICADOS). ....	53
FIGURA 2.10. CONFIGURAÇÃO UNIDIMENSIONAL DE UM BIOFILME IDEALIZADO. ....	63
FIGURA 2.11. CONDIÇÕES DE CONTORNO TÍPICAMENTE APLICADAS A BIOFILMES ADERIDOS A MEIOS SUPORTES IMPERMEÁVEIS, NÃO REATIVOS. ....	66
FIGURA 2.12. APRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO GRADIENTE DE CONCENTRAÇÕES DE SUBSTRATOS EM UM BIOFILME. (ADAPTADO DE RITTMANN E McCARTY, 2001). ....	66
FIGURA 2.13. APRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA SIMPLIFICADA DE UM CMBR COM FLUXO DE MASSA DE UM COMPONENTE E DOIS COMPARTIMENTOS (SEIO LÍQUIDO E BIOFILME). ADAPTADO DE WANNER <i>ET AL.</i> (2006). ....	72
FIGURA 5.1. DESENHO ESQUEMÁTICO DOS FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES. CADA COMPARTIMENTO DO FBp É DOTADO DE UM FUNDO FALSO PARA POSSIBILITAR A MELHORIA DA VENTILAÇÃO NO INTERIOR DO VOLUME REACIONAL. OS FBPs NÃO SÃO PROCEDIDOS DE DECANTADORES SECUNDÁRIOS. ....	83
FIGURA 5.2. FLUXOGRAMA DO SISTEMA UASB/FBP. ....	84
FIGURA 5.3. (A) CONCENTRAÇÕES DE SS EFLUENTES DO REATOR UASB. (B) CONCENTRAÇÕES DE SV NO COMPARTIMENTO DE DIGESTÃO DO REATOR UASB (MANTA E LEITO DE LODO). (C) ZONA DE INFLUÊNCIA DOS PONTOS DE COLETA (P1 A P5) AO LONGO DO COMPARTIMENTO DE DIGESTÃO. ....	88
FIGURA 6.1. COVs APLICADAS AOS FBPs PÓS-UASB DURANTE AS ETAPAS DE INVESTIGAÇÃO: (A) SÉRIE TEMPORAL COV <sub>DQO</sub> . (B) BOX-PLOT COV <sub>DQO</sub> E COV <sub>DBO</sub> . AS COV APLICADAS DURANTE A ETAPA 1 (PERÍODO 2) E ETAPA 2 FORAM SEMELHANTES. ....	95
FIGURA 6.2. (A) SÉRIE TEMPORAL PARA CONCENTRAÇÕES DE N-AMONIACAL. (B) REMOÇÃO DE N-AMONIACAL DURANTE OS PERÍODOS 1 (DIAS OPERACIONAIS: 300-450) E 2 (DIAS OPERACIONAIS: 450-600). ....	98
FIGURA 6.3. CONCENTRAÇÕES DE BIOMASSA NOS SISTEMAS (A) FBp-ROTOPACK E (B) FBp-ROTOSPONGE. (C) CONCENTRAÇÕES DE NO <sub>x</sub> <sup>-</sup> -N E NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N (PERÍODO 1: 300-450d). ....	99
FIGURA 6.4. (A) CONCENTRAÇÕES DE NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N NO EFLUENTE FINAL DURANTE O TRANSIENTE HIDRÁULICO (TAS 10-15 m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ). PERFIL DE NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N (B) E OD (C) AO LONGO DOS FBPs (PERÍODO 1: 300-450d). O MATERIAL DE ENCHIMENTO PARECE SER UM FATOR PARA O ACÚMULO DE NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N EM FBPs PÓS-REATORES UASB. ....	100
FIGURA 6.5. ATIVIDADE NITRIFICANTE APARENTE (EM TERMOS DE NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N <sub>REMOVEDO</sub> ) NOS SISTEMAS FBp-ROTOPACK E FBp-ROTOSPONGE (PERÍODOS 1 E 2): (A-B) POR VOLUME DE REATOR, (C) POR ÁREA DE MEIO SUPORTE (FBp-ROTOPACK), (D) POR m <sup>3</sup> DE ESPUMA (FBp-ROTOSPONGE) E (E-F) CONCENTRAÇÕES DE NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N E NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N. ....	101
FIGURA 6.6. PERFIS DE RELAÇÕES gN/GO <sub>2</sub> : (A) FBp-ROTOPACK E (B) FBp-ROTOSPONGE. PERFIS DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS: (C-E). OS GRÁFICOS FORAM IMPLEMENTADOS CONSIDERANDO DADOS DO PERÍODO 2: 450-600d. ....	104
FIGURA 6.7. (A) PERFIS DE BANDAS DE DGGE AMOA COLETADAS EM DIFERENTES PROFUNDIDADES (C <sub>1</sub> -C <sub>4</sub> ), EM DIFERENTES PERÍODOS OPERACIONAIS (P <sub>1</sub> -P <sub>3</sub> ). (B) COMPARTIMENTOS DOS FBPs E PERÍODOS OPERACIONAIS CONFORME ESTABELECIDO POR McCONNELL <i>ET AL.</i> (2011). UMA DISTRIBUIÇÃO MAIS HETEROGÊNEA DE POPULAÇÕES AOB FOI OBSERVADA NO FBp-ROTOSPONGE, POSSIVELMENTE ASSOCIADA ÀS VARIAÇÕES DE COMPONENTES ORGÂNICOS E INORGÂNICOS DO LONGO DO VOLUME REACIONAL. ....	106
FIGURA 6.8. (A) NTK REMOVIDO E NO <sub>x</sub> -N PRODUZIDO NOS FBPs PÓS-UASB. (B) RELAÇÃO ENTRE COV APLICADA NOS FBPs E O MONTANTE DE N-TOTAL REMOVIDO NOS SISTEMAS FBp-ROTOPACK E FBp-ROTOSPONGE. HISTOGRAMA DE DISTRIBUIÇÕES DE COV DURANTE O PERÍODO OPERACIONAL (300-600d). ....	108
FIGURA 6.9. (A) NTK REMOVIDO E NO <sub>x</sub> -N PRODUZIDO NO FBp COM MEIO SUPORTE BASEADO EM ESPUMA DE POLIURETANO (FBp-ROTOSPONGE). (B) CONCENTRAÇÕES DE NT AFLUENTES E EFLUENTES DO FBp-ROTOSPONGE. (C) ATIVIDADE NITRIFICANTE APARENTE. PERÍODOS DE OPERAÇÃO SEM RECIRCULAÇÃO (450-600d) E COM RECIRCULAÇÃO (840-980d). ....	112
FIGURA 6.10. (A-C) CONCENTRAÇÕES E EFICIÊNCIAS GLOBAIS DE REMOÇÃO DE DBO, DQO E SST (300-600d). (D-F) CONCENTRAÇÕES DE FRAÇÕES SOLÚVEIS DE DBO, DQO E CONCENTRAÇÕES DE SSV (UASB E UASB/FBPs). ....	115
FIGURA 6.11. PERFIS DE DQO SOLÚVEL, SST E SSV: (A) FBp-ROTOPACK E (B) FBp-ROTOSPONGE. ....	116

FIGURA 7.1. FLUXOGRAMA DO SISTEMA UASB/FBP UTILIZADO NA PESQUISA. O TRATAMENTO PRELIMINAR PERTENCE A UM SISTEMA EM ESCALA PLENA E O SISTEMA UASB/FBP OPERA EM ESCALA DE DEMONSTRAÇÃO. ....	121
FIGURA 7.2. (A) COV APLICADAS AOS FBPs NA ETAPA 1 (TRANSIENTE HIDRÁULICO APLICADO NOS FBPs) E ETAPA 2 (TRANSIENTE HIDRÁULICO NOS SISTEMAS UASB/FBP). (B) SÉRIE HISTÓRICA DE COV <sub>DQO</sub> APLICADAS AOS FBPs E MOMENTO DE REALIZAÇÃO DOS EXPERIMENTOS (MARCADORES EM VERMELHO). ....	122
FIGURA 7.3. (A) CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE SST E SS NO PERÍODO OPERACIONAL E MOMENTO DE REALIZAÇÃO DAS ETAPAS 1 (365-372 D) E 2 (519-525 D), RESPECTIVAMENTE (MARCADORES EM VERMELHO). (B) CONCENTRAÇÕES DE SV (MANTA E LEITO DE LODO). (C) ZONA DE INFLUÊNCIA DOS PONTOS DE COLETA (P <sub>1</sub> A P <sub>5</sub> ) AO LONGO DO COMPARTIMENTO DE DIGESTÃO. ....	123
FIGURA 7.4. COMPORTAMENTO DOS FBPs PARA CONCENTRAÇÕES DE (A) DQO <sub>TOTAL</sub> E (B) SST NOS PRIMEIROS 100 MINUTOS DO TRANSIENTE HIDRÁULICO. (C) VARIAÇÕES DE DQO <sub>TOTAL</sub> E SST NOS MOMENTOS INICIAIS (100MIN) DO TRANSIENTE HIDRÁULICO. ....	124
FIGURA 7.5. COMPORTAMENTO DOS FBPs PARA CONCENTRAÇÕES DE (A-C) DQO TOTAL E (D-F) SST DURANTE O TRANSIENTE HIDRÁULICO. CONCENTRAÇÕES MÉDIAS PRÉ-TRANSIENTE (BASEADAS EM DADOS OPERACIONAIS): FBP- <i>ROTOPACK</i> : 166 mgDQO.L <sup>-1</sup> ; 50mgSST.L <sup>-1</sup> ; FBP- <i>ROTOSPONGE</i> : 118 mgDQO.L <sup>-1</sup> ; 24 mgSST.L <sup>-1</sup> . ....	125
FIGURA 7.6. CONCENTRAÇÕES EFLUENTES PRÉ E PÓS-TRANSIENTES DE DQO <sub>TOTAL</sub> E SST: (A) FBP- <i>ROTOPACK</i> (B) FBP- <i>ROTOSPONGE</i> . ....	126
FIGURA 7.7. (A) COMPORTAMENTO DE CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DOS FBPs PARA COT <sub>SOLÚVEL</sub> EM RESPOSTA AO TRANSIENTE HIDRÁULICO APLICADO. (B) E (C) CONCENTRAÇÕES DE SSV DURANTE OS EXPERIMENTOS. ....	127
FIGURA 7.8. CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DO FBP- <i>ROTOPACK</i> PARA NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N, NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N E NO <sub>x</sub> -N EM RESPOSTA AO TRANSIENTE HIDRÁULICO (TAS 10-15 M <sup>3</sup> .M <sup>-2</sup> .D <sup>-1</sup> ). ....	128
FIGURA 7.9. (A) CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N E CaCO <sub>3</sub> . (B) CORRELAÇÃO ENTRE CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N E CaCO <sub>3</sub> (NÍVEL DE CONFIANÇA: 0,95). ....	130
FIGURA 7.10. (A) COMPORTAMENTO DOS FBPs PARA CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N. (B) CONCENTRAÇÕES PRÉ E PÓS-TRANSIENTES DE NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N E NO <sub>x</sub> -N PARA O FBP- <i>ROTOSPONGE</i> . (C) CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N E NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N NO TRANSCURSO DO EXPERIMENTO. ....	131
FIGURA 7.11. (A) CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N E CaCO <sub>3</sub> . (B) CORRELAÇÃO ENTRE CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N E CaCO <sub>3</sub> (NÍVEL DE CONFIANÇA: 0,95). ....	132
FIGURA 7.12. COMPORTAMENTO DE CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE DQO, SST E NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N EM RESPOSTA À APLICAÇÃO DO TRANSIENTE HIDRÁULICO NO SISTEMA UASB/FBP. ....	133
FIGURA 7.13. COMPORTAMENTO DE CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N, NO <sub>x</sub> -N E NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N EM RESPOSTA À APLICAÇÃO DO TRANSIENTE HIDRÁULICO NOS SISTEMAS UASB/FBP. ....	135
FIGURA 8.1. CONFIGURAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS DOMÍNIOS DE MODELAGEM DEFINIDOS EM CADA CMBR. (A) FBP COM MEIO SUPORTE DE ADERÊNCIA SUPERFICIAL ( <i>ROTOPACK</i> ) E (B) FBP COM MEIO SUPORTE DE ADERÊNCIA INTERSTICIAL ( <i>ROTOSPONGE</i> ). ....	140
FIGURA 8.2. CONDIÇÕES DE CONTORNO APLICADAS AO DOMÍNIO DE MODELAGEM DO FBP- <i>ROTOSPONGE</i> . S <sub>AFL</sub> - CONCENTRAÇÃO AFLUENTE (M <sub>s</sub> .L <sup>-3</sup> ), S <sub>s<sup>SP</sup></sub> - CONCENTRAÇÃO DE SUBSTRATOS NA PORÇÃO INTERNA DA ESPUMA (M <sub>s</sub> .L <sup>-3</sup> ), S <sub>O<sub>2</sub><sup>F</sup></sub> , S <sub>S<sup>F</sup></sub> - CONCENTRAÇÕES DE SUBSTRATOS NA INTERFACE BIOFILME-ESPUMA (M <sub>s</sub> .L <sup>-3</sup> ), J <sub>S</sub> - FLUXO DE SUBSTRATO NAS INTERFACES (M <sub>s</sub> .L <sup>-2</sup> .T <sup>-1</sup> ), J <sub>O<sub>2</sub></sub> - FLUXO DE OXIGÊNIO NAS INTERFACES (M <sub>s</sub> .L <sup>-2</sup> .T <sup>-1</sup> ), K <sub>L<sup>AR</sup></sub> A, K <sub>L<sup>SP</sup></sub> A - COEF. DE TRANSFERÊNCIA DE SUBSTRATO INTERFACE AR-BIOFILME, BIOFILME-ESPUMA (L.T <sup>-1</sup> ). ....	145
FIGURA 8.3. REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS PROCESSOS BIOLÓGICOS PARA A FORMULAÇÃO DO MODELO. ....	153
FIGURA 9.1. FLUXOGRAMA DO SISTEMA UASB/FBP UTILIZADO NA PESQUISA. ....	171
FIGURA 9.2. PERÍODOS OPERACIONAIS PARA A REALIZAÇÃO DAS ANÁLISES ESTATÍSTICAS. ....	172
FIGURA 9.3. CONCENTRAÇÕES DE DQO, SST E NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N. ....	179
FIGURA 9.4. TESTES GRÁFICOS NORMAL E LOGNORMAL PROBABILITY PLOT, E HISTOGRAMA DE FREQUÊNCIAS PARA CONCENTRAÇÕES DE DQO NO ESGOTO BRUTO E EFLUENTES DO REATOR UASB E FBPs. ....	181
FIGURA 9.5. TESTES GRÁFICOS NORMAL E LOGNORMAL PROBABILITY PLOT, E HISTOGRAMA DE FREQUÊNCIAS PARA CONCENTRAÇÕES DE SST NO ESGOTO BRUTO E EFLUENTES DO REATOR UASB E FBPs. ....	182
FIGURA 9.6. TESTES GRÁFICOS NORMAL E LOGNORMAL PROBABILITY PLOT, E HISTOGRAMA DE FREQUÊNCIAS PARA CONCENTRAÇÕES DE NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N NO ESGOTO BRUTO E EFLUENTES DO REATOR UASB E FBPs. ....	183
FIGURA 9.7. PERCENTIS DE CONCENTRAÇÕES EFLUENTES EFETIVAMENTE OBSERVADAS PARA DQO, SST E NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N. ....	189

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1. TÓPICOS DE INTERESSE E PROPOSIÇÕES PARA A INVESTIGAÇÃO DE SISTEMAS UASB/FBP. ....	3
TABELA 2.1. ESTÁGIOS DA FORMAÇÃO EM UM BIOFILME MULTIESPÉCIES CONSIDERANDO BIOMASSA HETEROTRÓFICA (HET), MICRO-ORGANISMOS NITRIFICANTES (AOB+NOB) E BIOMASSA INERTE (INERT). ....	10
TABELA 2.2. SÍNTESE DE FATORES QUE AFETAM A FORMAÇÃO E O ESTABELECIMENTO DE BIOFILMES. ....	11
TABELA 2.3. MICRO-ORGANISMOS E MACROORGANISMOS INVERTEBRADOS COMUMENTE PRESENTES EM FBPS. ....	12
TABELA 2.4. DESCRIÇÃO BÁSICA DE PROCESSOS ASSOCIADOS AO CICLO DO NITROGÊNIO. ....	14
TABELA 2.5. DESCRIÇÃO BÁSICA DE PROCESSOS ASSOCIADOS AO CICLO DO NITROGÊNIO (CONTINUAÇÃO). ....	15
TABELA 2.6. DESCRIÇÃO BÁSICA DE PROCESSOS ASSOCIADOS AO CICLO DO NITROGÊNIO (CONTINUAÇÃO). ....	16
TABELA 2.7. FATORES INTERFERENTES NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO EM BIOFILMES. ....	19
TABELA 2.8. CARACTERÍSTICAS TÍPICAS E CLASSIFICAÇÃO DE FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES. ....	24
TABELA 2.9. CARACTERÍSTICAS DE DIFERENTES TIPOS DE FBP. ....	24
TABELA 2.10. CARGAS TÍPICAMENTE APLICADAS EM FBPS PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E $\text{NH}_4^+$ -N. ....	26
TABELA 2.11. CARGAS ORGÂNICAS APLICADAS EM FBPS PREENCHIDOS COM PEDRAS E POSSÍVEIS EFICIÊNCIAS E CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE N-AMONICAL (USEPA, 1993). ....	26
TABELA 2.12. CONDIÇÕES OPERACIONAIS E DESEMPENHOS DE FBPS TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS PÓS-DECANTADORES PRIMÁRIOS. ....	32
TABELA 2.13. MEIOS SUPORTES USUALMENTE UTILIZADOS EM FBPS. ....	36
TABELA 2.14. NOVAS TENDÊNCIAS DE MEIOS SUPORTES PARA O USO EM FBPS PÓS-REACTORES UASB. ....	43
TABELA 2.15. CONDIÇÕES OPERACIONAIS, CONCENTRAÇÕES MÉDIAS AFLUENTES E EFLUENTES DE DBO, DQO, SST E N-AMONICAL PARA REACTORES UASB TRATANDO EFLUENTES DE ORIGEM DOMÉSTICA. ....	47
TABELA 2.16. PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS E DESEMPENHOS DE FBPS PÓS-REACTORES UASB. ....	51
TABELA 2.17. DESEMPENHO DE SISTEMAS UASB/FBP OPERANDO SEM ETAPA DE DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA. ....	55
TABELA 2.18. PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DO SISTEMA UASB/FBP – (LEITO DE PEDRAS) EM ESCALA PLENA. ....	57
TABELA 2.19. SÍNTESE DE CONDIÇÕES OPERACIONAIS E PRINCIPAIS RESULTADOS OBTIDOS NOS SISTEMAS EM ESCALA PILOTO, ESCALA DE DEMONSTRAÇÃO E ESCALA PLENA. ....	59
TABELA 2.20. BREVE DESCRIÇÃO DOS MODELOS MATEMÁTICOS PARA BIOFILMES. ....	61
TABELA 2.21. MODELOS DE BIOFILMES E AS RESPECTIVAS CARACTERÍSTICAS REPRESENTADAS. ....	62
TABELA 2.22. BALANÇOS DE MASSA DE COMPONENTES SOLÚVEIS EM UM CMBR (MACROESCALA). ....	73
TABELA 5.1. MEIOS SUPORTES A SEREM TESTADOS NA PESQUISA. ....	85
TABELA 5.2. PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS SOBRE O MATERIAL DE ENCHIMENTO <i>ROTOPACK</i> . ....	85
TABELA 5.3. PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS SOBRE O MATERIAL DE ENCHIMENTO <i>ROTOSPONGE</i> . ....	85
TABELA 5.4. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS INVESTIGADOS, FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM E METODOLOGIA PARA A REALIZAÇÃO DAS ANÁLISES NO MONITORAMENTO (CAMPANHAS DE AMOSTRAGEM) DO SISTEMA UASB/FBP. ....	87
TABELA 5.5. CONDIÇÕES GLOBAIS DE OPERAÇÃO DOS FBPS PÓS-UASB. ....	90
TABELA 6.1. CARACTERÍSTICAS DO REATOR UASB E FBPS. ....	94
TABELA 6.2. CARGAS ORGÂNICAS E CARGAS DE NITROGÊNIO (NTK) APLICADAS NOS FBPS PÓS-UASB. ....	96
TABELA 7.1. PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS UASB/FBP EM CONDIÇÕES NORMAIS DE OPERAÇÃO. ....	121
TABELA 7.2. ETAPAS PARA A REALIZAÇÃO DOS TESTES COM TRANSIENTES HIDRÁULICOS. ....	122
TABELA 7.3. CO APLICADAS E CARGAS $\text{NH}_4^+$ -N REMOVIDAS (FBP- <i>ROTOPACK</i> ). ....	130
TABELA 7.4. CO APLICADAS E CARGAS $\text{NH}_4^+$ -N REMOVIDAS (FBP- <i>ROTOSPONGE</i> ). ....	132
TABELA 8.1. ASPECTOS QUE MERECEM APROFUNDAMENTO NA PESQUISA COM SISTEMAS UASB/FBP E AS POTENCIAIS TAREFAS ASSOCIADAS A MODELAGEM MATEMÁTICA. ....	162
TABELA 8.2. MATRIZ DE PROCESSOS PARA OS COMPONENTES SOLÚVEIS ( $H_i$ ) E PARTICULADOS ( $M_i$ ). ....	164
TABELA 8.3. PARÂMETROS ESTEQUIOMÉTRICOS PARA REAÇÕES MICROBIANAS. ....	165
TABELA 8.4. EXPRESSÕES DE TAXAS DE TRANSFORMAÇÕES PARA REAÇÕES MICROBIANAS. ....	166
TABELA 8.5. PARÂMETROS CINÉTICOS PARA REAÇÕES MICROBIANAS. ....	167
TABELA 8.6. PARÂMETROS FÍSICOS ASSOCIADOS AO SISTEMA. ....	168
TABELA 9.1. PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS UASB/FBP. ....	171
TABELA 9.2. SÍNTESE DAS ETAPAS PARA VERIFICAÇÃO PRELIMINAR DA ADERÊNCIA A UMA DISTRIBUIÇÃO. ....	173
TABELA 9.3. ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS PARA AS CONCENTRAÇÕES EFLUENTES DE DQO, SST E $\text{NH}_4^+$ -N. ....	179
TABELA 9.4. SÍNTESE DE RESULTADOS DOS TESTES DE ADERÊNCIA, NORMALIDADE E TESTES GRÁFICOS. ....	180
TABELA 9.5. COEFICIENTES DE VARIAÇÃO E DE CONFIABILIDADE PARA OS PARÂMETROS DQO, SST E $\text{NH}_4^+$ -N. ....	184
TABELA 9.6. CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE PROJETO E OPERAÇÃO PARA DQO, SST E $\text{NH}_4^+$ -N. ....	187
TABELA 9.7. PERCENTUAIS DE ATENDIMENTO À METAS DE LANÇAMENTO ESPERADOS E OBSERVADOS PARA DQO, SST E $\text{NH}_4^+$ -N. ....	188



## LISTA DE ABREVIATURAS

<b>Instituições e conselhos</b>	
AWWA	<i>'American Water Works Association'</i>
COPAM	Conselho de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPASA	Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
USEPA	<i>'United States Environment Protection Agency'</i>
WEF	<i>'Water Environment Federation'</i>
<b>Tecnologias e processos biológicos associados ao tratamento de efluentes</b>	
ANAMMOX	<i>'Anaerobic ammonium oxidizer'</i> (Oxidação anaeróbia de amônia)
COMAMMOX	<i>'Complete Ammonium Oxidation'</i>
CSTR	<i>'Continuous-Flow Stirred-Tank Reactor'</i> (Reator de mistura completa)
CMBR	<i>'Completely Mixed Biofilm Reactor'</i> (Reator de mistura completa com biofilme)
DHS	<i>'Downflow Hanging Sponge'</i>
ETE	Estação de tratamento de esgotos
FBP	Filtro biológico percolador
UASB	<i>'Upflow Anaerobic Sludge Blanket'</i> (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)
<b>Componentes associados a processos biológicos</b>	
Het	Biomassa heterotrófica
AOB	<i>'Ammonium oxidizing bacteria'</i> (Bactéria oxidadora de amônia)
NOB	<i>'Nitrite oxidizing bacteria'</i> (Bactéria oxidadora de nitrito)
DBO <sub>total</sub>	Demanda bioquímica de oxigênio (fração total)
DBO <sub>solúvel</sub>	Demanda bioquímica de oxigênio (fração solúvel)
DQO <sub>total</sub>	Demanda química de oxigênio (fração total)
DQO <sub>solúvel</sub>	Demanda química de oxigênio (fração solúvel)
SSV	Sólidos suspensos voláteis
SST	Sólidos suspensos totais
SV	<i>Sólidos voláteis</i>
UAP	<i>'Utilized associated products'</i> (Produtos microbianos solúveis associados à utilização de
BAP	<i>'Biomass associated products'</i> (Produtos microbianos solúveis associados à biomassa)
LAP	<i>'Lysis Associated products'</i> (Produtos microbianos solúveis associados à lise celular)
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
N-amoniaco (ou NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N)	Nitrogênio amoniacal
OD	Oxigênio dissolvido
<b>Parâmetros operacionais</b>	
COV	Carga orgânica volumétrica
RPM	Rotações por minuto
TAS	Taxa de aplicação superficial
TDH <sub>UASB</sub>	Tempo de detenção hidráulica no reator UASB
TDH <sub>FBP</sub>	Tempo de detenção hidráulica no filtro biológico percolador
<b>Técnicas de biologia molecular</b>	
DGGE	<i>'Denaturing gradient gel electrophoresis'</i>
DNA	<i>'Deoxyribonucleic acid'</i>
PCR	<i>'Polymerase chain reaction'</i>

# 1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o Brasil tem apresentado perspectivas para a ampliação dos serviços de tratamento de efluentes. Assim, a demanda por sistemas mais adequados ao nível de investimentos e de operação tem sido um fator-chave nos processos de decisão e escolha de tecnologias para o tratamento do esgoto doméstico. No contexto de pesquisas, tais perspectivas estão frequentemente associadas à inovação e desenvolvimento de tecnologias simplificadas e sustentáveis, uma demanda também assumida por agências de financiamento. Cabe ressaltar que frequentemente os estudos que envolvem processos de inovação tecnológica e a compreensão de mecanismos para o desenvolvimento de tecnologias simplificadas dependem do uso de conhecimentos avançados, em que as técnicas de biologia molecular e de modelagem matemática são ferramentas em estágio crescente de utilização no contexto de pesquisas brasileiras.

No âmbito legal, vale mencionar a contínua reformulação das legislações ambientais estaduais e federais que visam estabelecer padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores (p.ex.: Resolução CONAMA 430/2011), procedimentos de outorga para o lançamento de efluentes, bem como pagamento por esgotos tratados por meio do Programa de Despoluição de Bacias Hidrográficas – PRODES. Tais iniciativas são importantes pois tendem a nortear a elaboração de pesquisas para o atendimento das demandas apresentadas em tais legislações. Neste contexto, a proposta de cumprimento de metas de graduais e progressivas é uma importante estratégia para a adoção de sistemas simplificados, com a possibilidade de aprimoramentos futuros, se necessário.

Em relação às tecnologias simplificadas de tratamento de esgotos domésticos o uso de reatores UASB tem se tornado uma importante alternativa, em vista das seguintes vantagens: (i) menor produção de lodo; (ii) baixo consumo energético (com potencial de produção de energia a partir do uso do biogás); (iii) baixos custos de operação, entre outras. Vale ressaltar que a sistematização operacional de reatores UASB para o atendimento de grandes populações (> 100.000 habitantes) é ainda uma relevante tarefa. Neste caso, o gerenciamento do lodo anaeróbico e as tentativas de redução de concentrações de sólidos suspensos no efluente são aspectos importantes em termos da melhoria da qualidade do efluente final (CHERNICHARO *et al.*, 2009; ALMEIDA *et al.*, 2010).

Várias pesquisas têm sido direcionadas à melhoria da qualidade do efluente final, a partir do pós-tratamento de efluentes de reatores UASB para a redução de concentrações dos componentes não removidos na etapa anaeróbia. Considerando as condições em que são necessárias menores demandas de área, pode-se destacar a combinação de reatores UASB seguidos por filtros biológicos percoladores (UASB-FBP). Assim como aos reatores UASB, atribui-se aos FBPs a simplicidade operacional, o baixo consumo energético, os baixos custos de operação e manutenção e a relativa baixa demanda de área, quando comparado com outras tecnologias simplificadas (p.ex.: UASB-lagoas de estabilização; UASB-alagados construídos).

Embora o sistema UASB-FBP reduza consistentemente as cargas orgânicas do esgoto doméstico, o sistema possui limitações em termos de flexibilidade operacional e ainda não é suficientemente aprimorado para a remoção de componentes nitrogenados (CHONG *et al.*, 2012). Pesquisas recentes indicam que o aumento da atividade de micro-organismos nitrificantes em FBPs pós-reatores UASB sem recirculação do efluente requer a aplicação de baixas cargas hidráulicas e orgânicas (ALMEIDA, 2007; CHERNICHARO e ALMEIDA, 2010). Nestes casos, Almeida *et al.* (2010) apresentam tendências positivas quanto à possibilidade de operação de sistemas UASB/FBP sem que haja a necessidade de uma etapa de decantação secundária. Considerando os requisitos de simplicidade operacional do sistema, o uso de materiais de enchimento que promovam uma maior idade do lodo e tempo de detenção do líquido parecem também contribuir para o incremento da nitrificação e operação sem decantadores secundários (TANDUKAR *et al.*, 2003).

A aparente desvantagem de elevação do volume reacional dos FBPs (redução de cargas orgânicas) para a ocorrência de nitrificação, pode propiciar a operação de sistemas UASB-FBP sem decantadores secundários, a depender de condições de projeto e operação (ALMEIDA *et al.*, 2009). Tal alternativa simplifica sobremaneira a operação de sistemas UASB-FBP, uma vez que nesses casos não há a necessidade de gerenciamento do lodo pós-FBP. Dessa forma, os recursos previstos para construção dos decantadores e sistemas de recirculação de lodo podem ser transferidos para a construção de FBPs de maior altura, adoção de estratégias para flexibilização operacional (p.ex.: recirculação do efluente final) ou aquisição de materiais de enchimento que atribuam maior desempenho ao sistema. Cabe ressaltar que os custos de implantação da etapa de decantação secundária pode representar 50% dos custos de implantação de FBPs (CHERNICHARO e ALMEIDA, 2010).

Baseando-se nas perspectivas mencionadas, o aprimoramento do sistema UASB/FBP ainda requer investigações que conduzam à simplificação operacional e melhoria da qualidade do efluente final. A Tabela 1.1 apresenta tópicos de interesse e proposições para o aprimoramento tecnológico de sistemas UASB/FBP a serem abordados na presente pesquisa. A proposta do presente trabalho é dar continuidade às investigações iniciadas por Almeida (2007) com sistemas UASB/FBP, *considerando a utilização de tecnologias simplificadas para o tratamento do esgoto doméstico*.

Tabela 1.1. Tópicos de interesse e proposições para a investigação de sistemas UASB/FBP.

Tópicos de interesse	Comentários sobre limitações do sistema UASB/FBP e/ou encaminhamentos para contribuições	Temas de investigação para o aprimoramento tecnológico de sistemas UASB/FBP
1. Remoção de amônia em FBP pós-UASB	<ul style="list-style-type: none"> <li>As condições de operação e projeto para a remoção de N-amoniaco em FBPs pós-UASB não estão completamente estabelecidas.</li> <li>As baixas COVs e TAS requeridas para a ocorrência de nitrificação em FBPs resultam em reatores com volumes elevados.</li> <li>A depender das condições operacionais o volume reacional de FBPs de pequena altura pode ser destinado prioritariamente à remoção de matéria orgânica.</li> <li>As estratégias operacionais para manutenção/incremento de taxas de nitrificação em FBP pós-UASB ainda merecem discussão, principalmente quando meios suportes a base de espuma de poliuretano são utilizados.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Avaliação de cargas orgânicas aplicadas para obtenção de baixas concentrações de N-amoniaco.</li> <li>Incremento da altura do reator e redução da área superficial do FBP.</li> <li>Recirculação do efluente final como estratégia para a melhoria da qualidade do efluente.</li> </ul>
2. Materiais suporte	<ul style="list-style-type: none"> <li>O uso de meios suportes de aderência superficial com maior área específica pode não atribuir melhorias de desempenho em FBPs pós-UASB para a remoção de nitrogênio.</li> <li>Meios suportes com maior capacidade de retenção de biomassa ainda merecem ser investigados, em termos de configuração e condições operacionais.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Uso de meio suporte baseado em espuma de poliuretano para o aumento da idade do lodo e tempo de detenção hidráulica</li> </ul>
3. Decantadores secundários pós-FBPs de baixa carga	<ul style="list-style-type: none"> <li>As condições necessárias para a remoção de amônia em FBPs pós-UASB parecem possibilitar a operação de sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Avaliação de condições operacionais que permitam a operação de sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários</li> </ul>
4. Mecanismos do sistema biológico	<ul style="list-style-type: none"> <li>A compreensão dos mecanismos atuantes na conversão de compostos orgânicos e nitrogenados em FBPs preenchidos com meios suporte de aderência superficial e retenção intersticial ainda não foram estudados com profundidade.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Desenvolvimento de modelo matemático mecanístico para a compreensão dos mecanismos envolvidos na conversão de substratos em FBPs pós-UASB</li> </ul>
5. Controle de processos	<ul style="list-style-type: none"> <li>Embora a eliminação de decantadores secundários seja promissora para sistemas UASB/FBP, as ferramentas estatísticas avançadas para análise de processos ainda não foram empregadas para a tecnologia UASB/FBP.</li> <li>A probabilidade de falha do sistema UASB/FBP com a eliminação da etapa de decantação secundária não é conhecida.</li> <li>O efeito do uso de meio suporte baseado em espumas de poliuretano sobre a confiabilidade de sistemas UASB/FBP sem a etapa de decantação secundária não é conhecida</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Utilização de ferramentas estatísticas para a análise de confiabilidade e estabilidade</li> </ul>

O primeiro principal tema do trabalho é a avaliação de condições de projeto e operação capazes de garantir a confiabilidade da tecnologia UASB/FBP para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio. O segundo tópico de investigação está associado à compreensão dos mecanismos do sistema biológico em FBPs pós-reatores UASB preenchidos com meios suportes que permitem a adesão superficial e adesão intersticial de biomassa. Para o encaminhamento futuro de tais investigações foi desenvolvido um modelo matemático unidimensional multiespécies, multicomponente, com a inclusão de mecanismos-chave associados aos processos físicos e biológicos nos FBPs. Com o uso do modelo será possível compreender aspectos destacados durante a etapa experimental da pesquisa que explicariam as diferenças de desempenho entre os sistemas UASB/FBP investigados e propor aprimoramentos de meios suportes baseados em espumas de poliuretano.

A pesquisa possui uma temática que se enquadra em processo de inovação tecnológica, tendo em vista que uma das principais metas a serem alcançadas é o desenvolvimento um meio suporte baseado em espumas de poliuretano capaz de promover o aprimoramento de sistemas UASB/FBP. A respeito de condições de projeto e operação, o trabalho é importante pois visa a melhoria na qualidade do efluente, considerando aspectos de simplicidade operacional com a redução da unidades componentes do sistema. Sob o ponto de vista da compreensão do processo de tratamento, a importância do trabalho reside no desenvolvimento de ferramentas capazes de prover informações detalhadas sobre os mecanismos atuantes no desempenho de sistemas FBP pós-reatores UASB.

## ORGANIZAÇÃO DA TESE

No Capítulo 2 (revisão de literatura) são abordados aspectos fundamentais de formação, estrutura e constituição de biofilmes e os fundamentos básicos da nitrificação biológica. Nesta etapa, o principal objetivo foi apresentar os aspectos sobre a formação de matrizes biológicas (biofilmes) e reações associadas à nitrificação. Tais conceitos foram utilizados em capítulos subsequentes para subsidiar discussões sobre a nitrificação nos FBPs pós-UASB. Em seguida, apresenta-se a caracterização da tecnologia UASB/FBP e as principais lições extraídas de pesquisas e experiências práticas com FBPs pós-decantadores primários e pós-reatores UASB. Uma vez que a presente tese propõe modelos matemáticos para a compreensão dos mecanismos biológicos em FBPs, uma breve contextualização sobre modelos aplicados a biofilmes é apresentada. Ao final, discute-se a revisão de literatura em uma análise crítica, indicando a relevância do presente estudo e a justificativa para a definição dos objetivos.

Os Capítulos 3, 4 e 5 são direcionados à apresentação de objetivos, hipóteses e o delineamento metodológico para o desenvolvimento do trabalho. No item ‘hipóteses e premissas’ são apresentadas as hipóteses de trabalho, as premissas que motivaram a elaboração de cada hipótese, bem como uma contextualização que qualifica o histórico de observações que resultaram na implementação da tese. No item ‘*Metodologia*’ são apresentadas as características gerais do aparato experimental, procedimentos de amostragem, bem como as condições operacionais impostas ao sistema. Os detalhes de cada etapa de investigação são expostos nos respectivos capítulos.

O Capítulo 6, “*Desempenho de FBP pós-reatores UASB preenchidos com meios suportes plásticos e meios suportes baseados em espumas de poliuretano*”, apresenta conteúdos referentes aos itens 1,2 e 3 da Tabela 1.1. O objetivo é caracterizar os sistemas UASB/FBP em termos da nitrificação e remoção de matéria orgânica, e a influência do uso de espumas de poliuretano como meio suporte. O capítulo segue com a ênfase na identificação de mecanismos responsáveis pelas diferenças de desempenho entre os sistemas UASB/FBP. A identificação de tais mecanismos é uma das bases para a elaboração das premissas do modelo numérico multiespécies proposto e direciona inclusão dos componentes necessários para a compreensão dos processos-chave preliminarmente capturados a partir dos dados experimentais.

O Capítulo 7, “*Comportamento de sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários sob condições transientes de vazão*”, tem como objetivo obter informações sobre a influência do aumento de vazão nos processos de remoção de matéria orgânica e N-amoniacal em sistemas UASB/FBP sem decantadores. Esta etapa de investigações é importante pois contribui para a avaliação da robustez de sistemas UASB/FBP em condições nas quais a eliminação de decantadores secundários pode induzir a eventos de falha.

O Capítulo 8, “*Desenvolvimento de modelo unidimensional multiespécies, multicomponente para FBP pós-reator UASB*”, é uma contribuição ao item 4 da Tabela 1.1, com o desenvolvimento de um modelo numérico multiespécies unidimensional (1d) visando compreender e explicar os possíveis mecanismos que induzem às diferenças de desempenho e comportamento dos FBPs constatadas no Capítulo 6. A este modelo foi introduzido um balanço de massa que considera a conversão de compostos orgânicos e compostos inorgânicos nitrogenados provenientes do reator UASB, compostos microbianos solúveis, substâncias poliméricas extracelulares e biomassa inerte. Os aspectos que merecem uma análise detalhada são consolidados no capítulo.

O Capítulo 9, “*Confiabilidade e estabilidade dos sistemas UASB/FBP para a remoção de N-amoniacal e matéria orgânica*”, constitui uma ampliação de objetivos da presente tese, e visa contribuir no item 5 da Tabela 1.1 com o emprego de ferramentas de estatística analítica para avaliar as probabilidades de falha de sistemas UASB/FBP, tendo em vista as propostas de eliminação dos decantadores secundários e uso de meio suporte baseado em espumas de poliuretano. Tal metodologia proporcionou investigar a confiabilidade dos sistemas, considerando as variações sazonais de qualidade do esgoto em um regime de vazão constante.

No Capítulo 10, “*Considerações finais*”, é apresentada uma discussão sobre os resultados obtidos e as hipóteses que fundamentaram o desenvolvimento da pesquisa, com a real contribuição da presente tese.

## 2 REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 *Formação, estrutura e constituição de biofilmes*

#### 2.1.1 Aspectos gerais sobre desenvolvimento de biofilmes

A adesão microbiana em superfícies segue três processos básicos: adsorção, adesão e aderência (estabilização da adesão celular), onde os mecanismos de fixação e estabelecimento do biofilme dependem fortemente da comunidade microbiana, das atividades metabólicas e do tipo de superfície disponível para o desenvolvimento da colonização. Portanto, os fatores físicos, químicos e biológicos afetam a composição das matrizes biológicas a partir do comportamento hidrodinâmico no meio, do fluxo, da concentração e tipo de substrato e pela fisiologia das células (WIJEYEKOON *et al*, 2004). Fatores físico-químicos como a ação eletrostática e o grau de hidrofobicidade da célula microbiana são igualmente importantes no processo de adesão inicial de microrganismos em superfícies sólidas (ROUXCHET e MOZES, 1990; IWAI e KITAO, 1994).

Durante a consolidação da adesão microbiana (primeira etapa do processo de formação de matrizes heterogêneas sob superfícies de contato), os microrganismos se reproduzem e produzem substâncias poliméricas extracelulares - EPS (do inglês '*Extracellular Polymeric Substances*') compostas por proteínas, carboidratos, ácidos nucleicos, lipídeos e ácidos húmicos) formando uma matriz gelatinosa heterogênea denominada *biofilme* (LESSARD e LE BIHAN, 2003). O biofilme é constituído por cerca de 90% de água e as substâncias poliméricas extracelulares representam cerca de 50-85% no cômputo total de percentagem de massa. A concentração de células na matriz situa-se entre  $10^7$  e  $10^9$  células/cm<sup>2</sup> (MELO, 2003). EPS é considerado um componente determinante para a integridade estrutural e funcional do biofilme (FLEMMING E WINGENDER, 2003).

As cadeias poliméricas formadas pela decomposição de material celular (p.ex: algas e bactérias), juntamente com as substâncias exopoliméricas presentes na superfície de organismos (chamadas de '*bound EPS*'), formam uma estrutura capaz de estabilizar a adesão celular. Para o início de formação do biofilme, as *superfícies de contato irregulares, porosas ou providas de interstícios são meios potenciais para o desenvolvimento inicial do biofilme. Uma maior área superficial de aderência parece estimular a produção de exopolímeros, desencadeando um aumento da excreção de polissacarídeos por parte dos microrganismos* (VANDEVIVERE E KIRCHMAN, 1993).



Em seguida, moléculas e pequenas partículas abióticas são associadas às matrizes heterogêneas, por adsorção progressiva. Contudo, cabe ressaltar que a associação de componentes particulados ao biofilme não é um processo dominante, e em geral os mecanismos de desprendimento (do inglês ‘*detachment*’) tendem a ser predominantes (WANNER *et al.*, 2006).

Simultaneamente, ocorre o *crescimento e sucessão* de microrganismos aderidos, desenvolvendo-se continuamente a matriz que dá origem ao biofilme. Como resultado, o biofilme passa a ser composto por aglomerados contendo células, polímeros extracelulares entre microrganismos, canais e poros preenchidos por líquidos (MELO, 2003). Investigações sobre a estrutura do biofilme indicam que tais matrizes consistem em aglomerados de microrganismos e vazios intersticiais preenchidos por EPS (LEWANDOWISKY, 1994).

Os canais preferenciais ou tortuosidades em um biofilme podem iniciar-se na superfície da matriz e terminar na superfície do material de aderência (meio suporte), principalmente em estágios iniciais de desenvolvimento da matriz biológica. Nesse sentido, o desenvolvimento do biofilme pode ser conduzido não somente pelo crescimento dos microrganismos promovido pelo processo de difusão de substratos, mas por processos de advecção pelos canais e poros formados (LAWRENCE *et al.*, 1994; MELO, 2005).

### **2.1.2 Formação de biofilmes**

Os principais estágios de formação de biofilmes podem ser sumariamente descritos da seguinte forma (IWAI e KITAO, 1994; MORGENROTH e WILDERER, 2000; MELO, 2003):

- *1º estágio (deposição)*: Formação de uma camada de pequena espessura constituída de moléculas orgânicas e íons que não recobrem toda a superfície de contato. Todos os microrganismos presentes na matriz se desenvolvem em condições semelhantes, em termos de disponibilidade de substrato. Nesse estágio a rugosidade da superfície é um fator de grande importância e contribui positivamente para a formação do biofilme. Atuam preponderantemente as ações eletrostáticas e de hidrofobicidade entre os microrganismos e a superfície sólida.
- *2º estágio (metabólico e de adsorção)*: Adsorção aleatória de micro-organismos, matéria orgânica e partículas abióticas na matriz primária. Nesse estágio, os substratos (doadores e aceptores de elétrons) ainda são disponibilizados de forma equânime entre os micro-

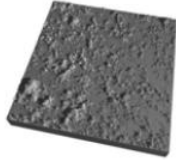
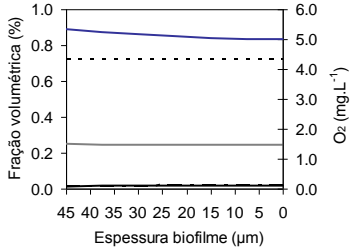
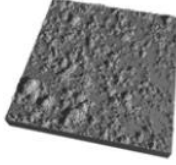
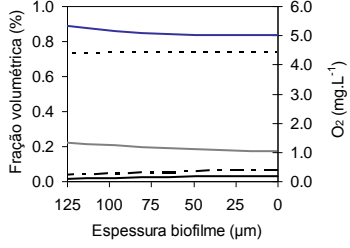
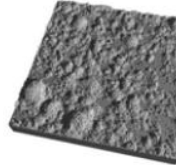
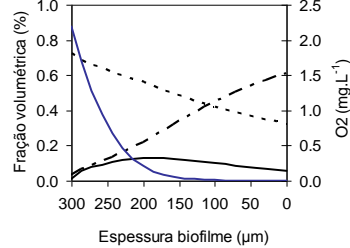
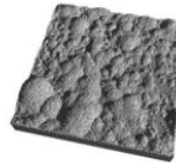
organismos. Tendo em vista os processos de transformação ocorridos pelo metabolismo dos micro-organismos, a comunidade microbiana se altera em abundância e diversidade.

- *3º estágio (metabólico e de desprendimento)*: Os Microrganismos se desenvolvem de forma adaptada às condições estabelecidas pelo meio e o biofilme é conduzido ao equilíbrio dinâmico aparente. A transferência de massa ocorre por difusão molecular e adveção do líquido pelos canais formados no biofilme. A produção celular e de EPS é continuada, com a geração de produtos do metabolismo microbiano. Os produtos microbianos solúveis (*'soluble microbial products'* ou SMPs) são consumidos e/ou liberados no seio líquido. Com o equilíbrio dinâmico estabelecido, o incremento na espessura do biofilme resultante do crescimento de microrganismos, da produção de EPS e adsorção de partículas são balanceados pelo decaimento endógeno e desprendimento de frações mais representativas da matriz. Os sólidos desprendidos do biofilme são encaminhados para o seio líquido do reator.

O fenômeno de desprendimento pode ocorrer em uma matriz biológica (RITTMANN e McCARTY, 2001) por *Erosão*, que é a perda contínua de biomassa ocasionada em virtude de tensões de cisalhamento causadas pelo efeito hidrodinâmico do líquido na superfície do biofilme, ou por uma perda intermitente de frações significativas da matriz biológica, com a ruptura da integridade estrutural. Tal fenômeno é denominado *'sloughing'*.

As hipóteses para a ocorrência do fenômeno *'sloughing'* têm sido atribuídas a condições anaeróbias em regiões mais profundas do biofilme, geração de zonas inertes, bem como à presença de larvas e outros macro-organismos. Neste caso, a ação de macrofauna sobre o biofilme é especificamente denominado *'grazing'*. Contudo, tal tema necessita de estudos mais aprofundados. Em biofilmes contendo consórcios de bactérias nitrificantes e desnitrificantes os gases resultantes da redução dissimilatória de  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_2^-$  (desnitrificação) podem promover a desagregação de parte da matriz microbiana em função de bolhas geradas no interior do biofilme (MELO, 2003). O fenômeno *'sloughing'* pode também ocorrer por forças associadas ao fluxo do fluido pelo biofilme (van LOOSDRECHT *et al.*, 1995). Os fenômenos de desprendimento da biomassa do biofilme são fatores determinantes para a formação estrutural do biofilme, uma vez que tais processos fazem parte do balanço primário frente ao crescimento microbiano (van LOOSDRECHT *et al.*, 1997). A Tabela 2.1 sumariza os estágios de formação do biofilme. A Figura 2.1 mostra de forma esquemática os principais componentes de um biofilme.

Tabela 2.1. Estágios da formação em um biofilme multiespécies considerando biomassa heterotrófica (Het), micro-organismos nitrificantes (AOB+NOB) e biomassa inerte (Inert).

Estrutura esquemática do biofilme (3D)	Desenvolvimento da biomassa na matriz biológica (1D). (0 µm: meio suporte)	Estágio de formação do biofilme
		<p><b>Deposição:</b> transporte de partículas para o meio suporte</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Formação de camada de pequena espessura (não recobre toda a superfície)</li> <li>Os micro-organismos presentes na matriz se desenvolvem em condições semelhantes</li> <li>A rugosidade da superfície é um fator de importância para o estágio inicial de formação do biofilme</li> </ul>
		<p><b>Metabólico e de adsorção:</b> adesão celular</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Adsorção aleatória de microrganismos, matéria orgânica e partículas abióticas</li> <li>Os substratos são disponibilizados de forma praticamente equânime entre os micro-organismos</li> <li>Início da alteração das frações volumétricas de micro-organismos</li> </ul>
	 <p>             - - - - Het      — AOB+NOB              - - - - Inert      — O2         </p>	<p><b>Metabólico e desprendimento:</b> Equilíbrio volumétrico da matriz às condições estabelecidas pelo meio</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Os Microrganismos se desenvolvem de forma adaptada às condições estabelecidas pelo meio</li> <li>Diferentes concentrações de substratos em diferentes profundidades do biofilme em função dos processos de difusão molecular e advecção entre canais</li> <li>Inicia-se o desprendimento do biofilme em taxas mais representativas pela maior da espessura da matriz</li> <li>A fração volumétrica de biomassa inerte e regiões anoxicas e anaeróbias podem ser elevadas</li> <li>O desprendimento do biofilme ocorre por fenômenos de erosão e/ou 'sloughing'.</li> </ul>
		

Fonte (imagens de simulações numéricas em 3D): Wanner *et al.* (2006).

AOB: 'Ammonia Oxidizing Bacteria'; NOB: 'Nitrite Oxidizing Bacteria'.

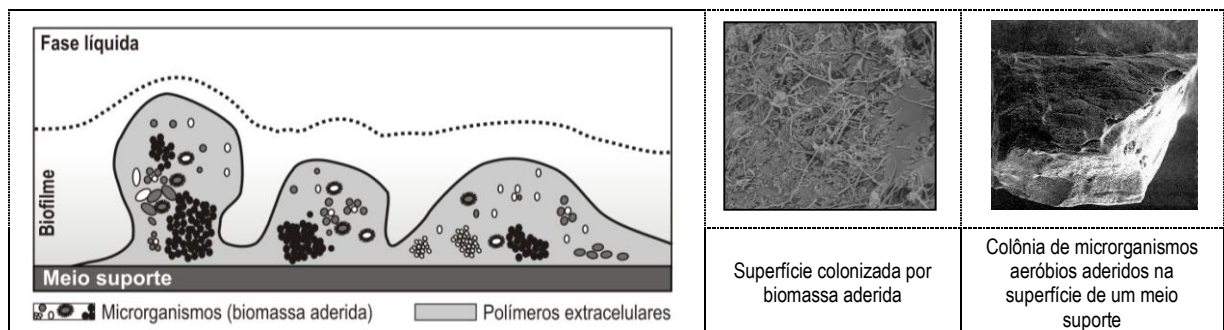


Figura 2.1. (a) Principais componentes de matrizes de origem biológica e (b) Biomassa aderida a um meio suporte. Fonte: adaptado de Wanner *et al.*, 2006, e Mendonça, 2004.

Dentre os fatores intervenientes na formação e nas condições de estabilidade do biofilme alguns assumem importância destacada. A Tabela 2.2 apresenta importantes fatores associados ao desenvolvimento de biofilmes. As informações apresentadas foram baseadas nas referências de Iwai & Kitao (1994), van Loodsrecht *et al.* (1995), Melo (2003), Wijeyekoon *et al.* (2004), Ramasamy & Zhang (2005) e Melo (2005).

Tabela 2.2. Síntese de fatores que afetam a formação e o estabelecimento de biofilmes.

Fator Interveniente	Característica	Aspectos recorrentes
Espécie e fisiologia microbiana	Biológica	<ul style="list-style-type: none"> <li>Alguns micro-organismos produzem polímeros extracelulares em maiores taxas, facilitando a aderência a superfícies sólidas.</li> <li>Compatibilidade hidrofílica ou hidrofóbica do micro-organismo com a superfície sólida.</li> </ul>
Rugosidade da superfície sólida	Física	<ul style="list-style-type: none"> <li>Atua na formação primária do biofilme por dificultar o arraste de partículas e micro-organismos.</li> <li>Maior área superficial de aderência parece estimular a produção de exopolímeros, desencadeando um aumento da excreção de polissacarídeos por parte dos microrganismos</li> </ul>
Constituintes presentes, pH e temperatura do líquido em contato com o biofilme.	Química	<ul style="list-style-type: none"> <li>Os componentes solúveis selecionam os micro-organismos no biofilme.</li> <li>A concentração do substrato pode influenciar na estrutura do biofilme. Maiores concentrações de matéria orgânica tendem a elevar a espessura do biofilme e resultar em biofilmes mais densos. Menores cargas orgânicas tendem a resultar em biofilmes com maior porosidade.</li> <li>O pH do líquido altera a ação eletrostática entre os micro-organismos e a superfície de contato. Pode controlar o desenvolvimento de espécies predominantes como fungos e bactérias.</li> <li>A temperatura altera a atividade metabólica dos micro-organismos, influenciando as taxas de crescimento da biomassa ativa. Nos processos de hidrólise, a temperatura também é um fator limitante.</li> </ul>
Condições hidrodinâmicas (velocidades e turbulências)	Física	<ul style="list-style-type: none"> <li>Velocidades elevadas: Retarda a formação primária do biofilme por tensões tangenciais. Após o estabelecimento do biofilme, elevadas velocidades e turbulências estimulam o crescimento de biomassa em virtude do aumento do fluxo de substrato. Gera biofilmes mais lisos, menos espessos, mais densos e com maior porosidade.</li> <li>Velocidades baixas: Sob elevadas concentrações o biofilme torna-se espesso induzindo ao aparecimento de zonas inativas pela dificuldade de transferência de massa. Tal fato favorece o destacamento de parte do biofilme (<i>'sloughing'</i>).</li> </ul>

### 2.1.3 Comunidade microbiana em biofilmes

A comunidade microbiana presente em biofilmes utilizados no tratamento de esgotos incluem micro-organismos como archaeas, bactérias aeróbias e facultativas, fungos, algas e protozoários. Os macroinvertebrados como larvas de insetos são freqüentes em filtros biológicos percoladores, e, via de regra, responsáveis pelo decréscimo da taxa de nitrificação neste sistemas (PARKER *et al.* 1995; RAMASAMY e ZHANG, 2005). A Tabela 2.3 apresenta os micro-organismos e macro-organismos encontrados em sistemas com biofilmes. As informações foram extraídas de Iwai e Kitao (1994); Lee e Welander (1994); Koops e Pommerening-Röser (2001); Rittmann and McCarty (2001); Tchobanoglous *et al.* (2003); Lessard e Le Bihan, (2003); Missagia (2010).

Tabela 2.3. Micro-organismos e macrorganismos invertebrados comumente presentes em filtros biológicos percoladores.

Grupos	Gêneros predominantes
Bactérias heterotróficas	
Oxidadoras de matéria orgânica	<i>Achromobacter, Flavobacterium, Pseudomonas, Alcaligenes, Sphaerotilus, Thiotrix</i>
Oxidadoras de sulfeto <sup>1</sup>	<i>Beggiatoa</i>
-----	
Bactérias autotróficas	
Oxidadoras de amônia	<i>Nitrossomonas, Nitrosococcus, Nitrospira, Nitrosovibrio, Nitrosolobulus</i>
Oxidadoras de nitrito	<i>Nitrobacter, Nitrospira*, Nitrospina, Nitrococcus, Nitrocystis</i>
-----	
Fungos	<i>Fuzasium, Penicillum, Geotrichum, Sporaticum, Ascoidea, Trichosporon</i>
-----	
Algas e cianobactérias	<i>Phormicium, Chlorella, Ulothrix, Euglena, Chlorella, Anacystis, Oscillatoria, Stigeoclonium</i>
-----	
Protozoários <sup>2</sup>	<i>Vorticella, Opercularia, Epistylis, Carchesium, Chilodonella</i>
-----	
Metazoários <sup>3</sup>	Rotíferos e Nematodos em geral. Artrópodes: <i>Psycoda, Sylvicola</i>

<sup>1</sup> Microrganismo freqüentemente encontrado em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.

<sup>2</sup> Amplamente encontrados em reatores com biofilme. Protozoários ciliados são mais abundantes em filtros biológicos percoladores. Influenciam negativamente na nitrificação (predação de micro-organismos por fagocitose: processo onde partículas sólidas são englobadas e logo após digeridas por predadores unicelulares).

<sup>3</sup> Organismos predadores, e a sua presença proporciona efeito negativo no processo de nitrificação em filtros biológicos percoladores. Na fase larval são responsáveis pela desagregação de frações significativas do biofilme ('grazing').

## 2.2 Ciclo do nitrogênio

As principais rotas de transformação do nitrogênio são a assimilação (incorporação de N ao conteúdo celular), nitrificação (oxidação da amônia –  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  a nitrato –  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , via nitrito –  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ), desnitrificação (conversão de  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  a nitrogênio gasoso –  $\text{N}_2$ ) e fixação (incorporação de  $\text{N}_2$  ao conteúdo celular). Adicionalmente, um novo grupo microbiano tem sido descoberto: bactérias Anammox (MULDER *et al.*, 1995), sendo *Anammox* um acrônimo do termo inglês '*ANAerobic AMMonia OXidation*'. A descoberta de bactérias Anammox tem possibilitado a otimização de sistemas de tratamento para remoção de nitrogênio, principalmente nos casos de em que seria necessária a expansão de unidades componentes para o atendimento de padrões de qualidade ou admissão de cargas mais elevadas.

A Figura 2.2 apresenta, de forma global, rotas essenciais de transformação, que, via de regra, são exploradas em tecnologias para o tratamento biológico de efluentes. As Tabelas 2.4 a 2.6 sintetizam cada processo indicado na Figura 2.2, visando capturar aspectos relevantes para os balanços de massa do capítulo 8 e apoiar discussões que integram o capítulo 6.

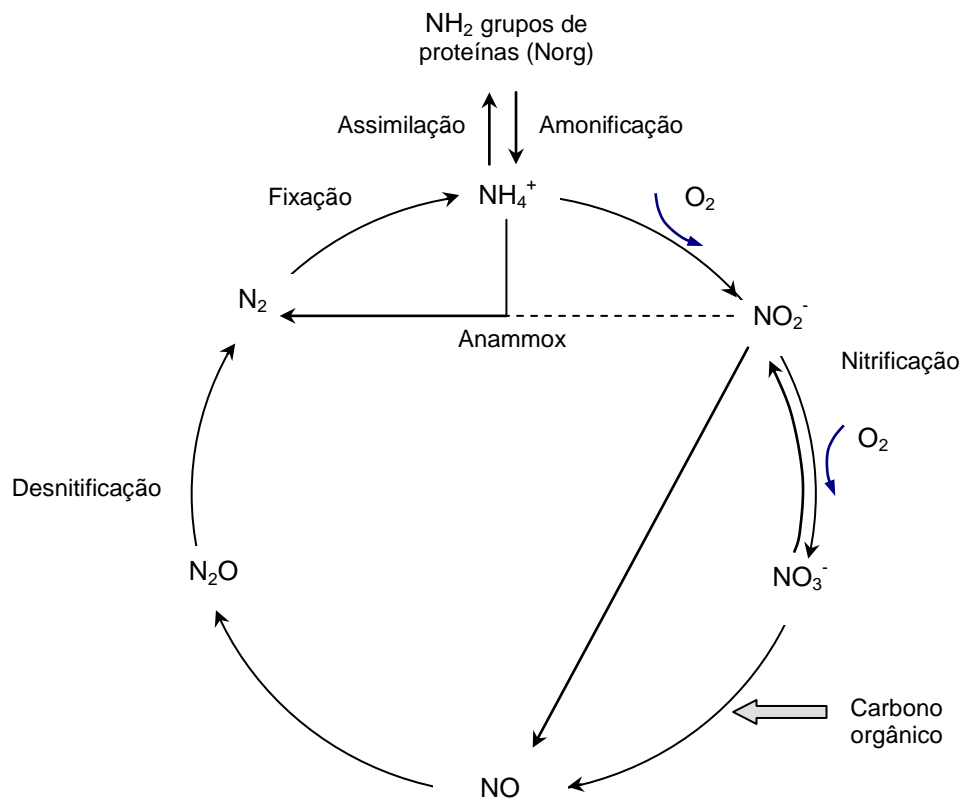


Figura 2.2. Ciclo do nitrogênio considerando rotas tipicamente observadas em sistemas de tratamento biológico de esgoto doméstico.

Fonte: adaptado de Barnes e Bliss (1983), van Loosdrecht (2008), Madigan et al. (2011) e Lam e Kuypers (2011).

Tabela 2.4. Descrição básica de processos associados ao ciclo do nitrogênio.

Processo de transformação	Reações ou processos básicos	Conceituação e aspectos relevantes	Importantes micro-organismos envolvidos
Fixação	$N_2 + 8H \rightarrow 2NH_3 + H_2$	Utilização biológica de $N_2$ durante a síntese celular. $N_2$ é reduzido a $NH_3$ e associado a formas orgânicas como aminoácidos e nucleotídeos ( $NH_2$ grupos de proteínas – Norg). A fixação de $N_2$ ocorre preferencialmente na ausência de outras formas de nitrogênio e baixas concentrações de $O_2$ . A fixação biológica é catalizada pela enzima <i>nitrogenase</i> .	Aeróbios: <i>Azotobacter</i> ; Cyanobacteria. Anaeróbios: <i>Clostridium</i> ; Bactérias fototróficas; <i>Methanobacterium</i> (Archaea) Simbióticas: <i>Rhizobium</i> ; <i>Bradyrhizobium</i> ; <i>Frankia</i>
Amonificação	N-orgânico $\rightarrow$ $NH_4^+$	Liberação de $NH_4^+$ durante a decomposição de Norg (proteínas, aminoácidos e nucleotídeos provenientes do decaimento/lise celular e outros componentes orgânicos). Primeiramente ocorre a quebra de proteínas com a liberação de aminoácidos constituintes. A degradação dos aminoácidos resulta na liberação de $NH_4^+$ . A uréia é uma importante fonte de Norg proveniente do esgoto doméstico.	Vários micro-organismos podem desempenhar esse papel.
Assimilação	<p>Principais rotas para a assimilação de <math>NH_3</math></p> $\alpha\text{-Ketoglutarato} + NH_3 \xrightarrow[\text{Glutamato desidrogenase}]{NADH} \begin{array}{c} NH_2 \\   \\ \text{Glutamato} \end{array}$ $\begin{array}{c} NH_2 \\   \\ \text{Glutamato} \end{array} + NH_3 \xrightarrow[\text{Glutamina sintetase}]{ATP} \begin{array}{c} NH_2 \quad NH_2 \\   \quad   \\ \text{Glutamina} \end{array}$ <p>Reação esquemática para autótrofos</p> $NH_4^+ + CO_2 + \text{autótrofos} \xrightarrow[\text{Energia}]{} \text{Proteína celular (Norg)}$	Mecanismo bioquímico a partir do qual a incorporação de N-amoniaco durante a síntese celular (anabolismo) resulta na formação de aminoácidos (necessários para a formação de proteínas) e subsequentes compostos orgânicos nitrogenados. O grupo amino de aminoácidos é tipicamente derivado de fontes de N inorgânico, sendo o N-amoniaco a principal fonte de nitrogênio para síntese. As duas principais rotas para a assimilação de $NH_3$ são aquelas catalizadas por enzimas <i>glutamato desidrogenase</i> e <i>glutamina sintetase</i> . Após a incorporação da amônia aos aminoácidos (glutamato e glutamina), o grupo amino é transferido (reação de transaminase), formando outros compostos nitrogenados. Tais tipos de reação resultam finalmente em reações de síntese formando os 22 aminoácidos necessários para a produção de proteínas. Em geral, o nitrogênio compõe 13% do conteúdo celular. A assimilação de N pode representar cerca de 20% do total do nitrogênio removido em reatores biológicos.	Praticamente todos os micro-organismos envolvidos em transformações de compostos nitrogenados podem desempenhar esse papel.

Tabela 2.5. Descrição básica de processos associados ao ciclo do nitrogênio (continuação).

Processo de transformação	Reações ou processos básicos	Conceituação e aspectos relevantes para tecnologias de tratamento de efluentes domésticos	Importantes micro-organismos envolvidos
Nitrificação	<p>Oxidação de amônia (nitrificação)</p> $\text{NH}_4^+ + 1,5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$ <p>Oxidação de amônia (nitrificação)</p> $\text{NO}_2^- + 0,5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$ <p>Reação global (considerando a síntese celular)</p> $\text{NH}_4^+ + 1,815 \text{O}_2 + 0,13 \text{CO}_2 \rightarrow 0,026 \text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0,973 \text{NO}_3^- + 0,921 \text{H}_2\text{O} + 1,973 \text{H}^+$	<p>Oxidação biológica de <math>\text{NH}_4^+\text{-N}</math> a <math>\text{NO}_3^-\text{-N}</math>, via <math>\text{NO}_2^-\text{-N}</math>, em condições estritamente aeróbias. O processo é conduzido em dois estágios oxidativos (nitrificação e nitratação). <math>\text{NH}_4^+\text{-N}</math> e <math>\text{NO}_2^-\text{-N}</math> são utilizados como fonte de energia e <math>\text{CO}_2</math> como fonte de carbono. O consumo de <math>\text{O}_2</math> e <math>\text{CaCO}_3</math> são importantes aspectos, em que 3,16 e 1,11 <math>\text{gO}_2/\text{gNH}_4^+\text{-N}</math> oxidado são consumidos nas etapas de nitrificação e nitratação respectivamente. O requisito de alcalinidade é de 7,07 <math>\text{gCaCO}_3/\text{gNH}_4^+\text{-N}</math> oxidado. Tal aspecto é particularmente importante, pois as taxas de nitrificação são reduzidas com pH abaixo de 7,0. Embora tradicionalmente a nitrificação ocorra na presença de oxigênio, um grupo microbiano 'Ammonia-oxidizing archaea' (AOA) pode contribuir para a produção de <math>\text{NO}_2^-\text{-N}</math> em zonas de baixa concentração de <math>\text{O}_2</math>. Na ausência de <math>\text{O}_2</math> oxidadores de nitrito podem respirar <math>\text{NO}_3^-\text{-N}</math> produzindo óxidos de nitrogênio ou <math>\text{NH}_4^+\text{-N}</math>. Adicionalmente, o metabolismo de nitrificantes resulta na produção de produtos microbianos solúveis (SMP), os quais servem de substrato para micro-organismos heterotróficos.</p>	<p>Bactérias oxidadoras de amônia (AOB)</p> <p><math>\beta</math>-proteobacteria: <i>Nitrosomonas</i>; <i>Nitrosospira</i></p> <p><math>\gamma</math>-proteobacteria: <i>Nitrosococcus</i></p> <p>Bactérias oxidadoras de nitrito (NOB)</p> <p>(Pertencentes a diferentes subclasses de proteobacteria)</p> <p><i>Nitrobacter</i>, <i>Nitrospira</i>, <i>Nitrospina</i>, <i>Nitrococcus</i>, <i>Nitrocystis</i></p>
Desnitrificação heterotrófica	$\text{NO}_3^- + 2\text{e}^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O}$ $\text{NO}_2^- + \text{e}^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{NO} + \text{H}_2\text{O}$ $2\text{NO} + 2\text{e}^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2\text{O} + \text{H}_2\text{O}$ $\text{N}_2\text{O} + 2\text{e}^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2(\text{g}) + \text{H}_2\text{O}$ <p style="text-align: right;">Desnitrificação</p> <p>Reação global</p> $\text{CH}_3\text{COOH} + 1,6 \text{NO}_3^- + 0,8 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 0,8 \text{N}_2 + 2 \text{H}_2\text{CO}_3 + 1,6 \text{OH}^-$	<p>Redução dissimilatória de <math>\text{NO}_3^-\text{-N}</math> e <math>\text{NO}_2^-\text{-N}</math> a <math>\text{N}_2</math>, em que a matéria orgânica (doador de elétrons) é convertida utilizando <math>\text{NO}_3^-\text{-N}</math> e <math>\text{NO}_2^-\text{-N}</math> como aceptores de elétrons. As etapas sequenciais do processo incluem a redução de <math>\text{NO}_3^-\text{-N}</math> a <math>\text{NO}_2^-\text{-N}</math>, <math>\text{NO}</math>, <math>\text{N}_2\text{O}</math> e <math>\text{N}_2</math>. Micro-organismos desnitrificantes são via de regra aeróbios facultativos, podendo utilizar formas oxidadas de N quando <math>\text{O}_2</math> torna-se limitante. Em condições anóxicas os micro-organismos possuem características cinéticas similares ao observado em condições óxicas, sendo a desnitrificação importante para a "recuperação" da demanda de <math>\text{O}_2</math> associada à nitrificação (2,86 <math>\text{gO}_2/\text{g gNO}_3^-\text{-N}_{\text{consumido}}</math>). A alcalinidade do meio eleva-se em 3,57 <math>\text{gCaCO}_3/\text{gNO}_3^-\text{-N}_{\text{consumido}}</math>. As baixas concentrações de matéria orgânica e/ou <math>\text{O}_2</math> podem resultar em acúmulo de <math>\text{NO}_2^-\text{-N}</math> e gases de efeito estufa (<math>\text{NO}</math>, <math>\text{N}_2\text{O}</math>).</p>	<p>A maioria dos micro-organismos desnitrificantes são membros filogenéticos de <i>Proteobacteria</i>, e metabolicamente diversos, em termos de mecanismos energéticos.</p> <p>Redução dissimilatória <math>\text{NO}_3^-</math>: <i>Bacillus</i> (<i>Escherichia coli</i>).</p> <p>Redução dissimilativa <math>\text{NO}_3^-</math> e demais etapas da desnitrificação: <i>Paracoccus denitrificans</i>; <i>Pseudomonas stutzeri</i></p>



Tabela 2.6. Descrição básica de processos associados ao ciclo do nitrogênio (continuação).

Processo de transformação	Reações ou processos básicos	Conceituação e aspectos relevantes para tecnologias de tratamento de efluentes domésticos	Importantes micro-organismos envolvidos
Desnitrificação autotrófica	<p>S<sup>0</sup> como aceptor de elétrons:</p> $S^0 + 1,2NO_3^- + 0,4H_2O \rightarrow SO_4^{2-} + 0,6N_2 + 0,8H^+$ <p>H<sub>2</sub> como aceptor de elétrons:</p> $4H_2 + 1,6NO_3^- \rightarrow 0,8N_2 + 1,6OH^- + 3,2H_2O$	<p>Redução de compostos sulfurados (p.ex.: HS<sup>-</sup>; H<sub>2</sub>S; S<sup>0</sup>) ou hidrogênio (doadores de elétrons) em reações de oxidação-redução. Os aceptores de elétrons e fontes de carbono são NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N e NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, e CO<sub>2</sub> ou HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, respectivamente. Como na desnitrificação heterotrófica, as etapas sequenciais do processo incluem a redução de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N a NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NO, N<sub>2</sub>O e N<sub>2</sub>, e os compostos intermediários (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NO, N<sub>2</sub>O) podem ou não serem reduzidos, a depender das condições ambientais impostas. Neste caso, os micro-organismos litoautotróficos utilizam as mesmas enzimas do processo de desnitrificação heterotrófica. Em alguns casos, observa-se o acúmulo de S<sup>0</sup> no topo de sistemas pós-reatores anaeróbios. Caso haja condições anóxicas, a desnitrificação autotrófica pode contribuir para remoção de nitrogênio. Adicionalmente, caso haja a formação de H<sub>2</sub>S e a presença NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em um mesmo compartimento do reator a desnitrificação autotrófica também pode ser um fator.</p>	<p>Oxidadoras de enxofre/sulfeto:</p> <p><i>Thiobacillus denitrificans</i>; <i>T. Pantotropha</i></p>
Anammox	<p>Equações considerando o processo de nitrificação/Anammox (como SHARON®/Anammox)</p> <p>Nitrificação</p> $NH_4^+ + 1,5O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+$ <p>Oxidação anaeróbia de amônia (Anammox)</p> $NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + 2H_2O$ <p>Reação global</p> $NH_4^+ + 0,75O_2 \rightarrow 0,5N_2 + 1,5H_2O + H^+$	<p>Processo litoautotrófico de conversão de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N a N<sub>2</sub> em condições anaeróbias utilizando o NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N como aceptor de elétrons e CO<sub>2</sub> como fonte de carbono. A remoção de N via Anammox mediada por um grupo de planctomicetos é considerada um "curto-circuito" no ciclo do nitrogênio. As vantagens associadas ao processo são a não necessidade de fontes externas de carbono, a baixa taxa de crescimento bacteriano (baixa produção de lodo) e o menor consumo de oxigênio em etapa prévia, tendo em vista que apenas a nitrificação parcial (nitrificação como provedor de aceptores de elétrons) é necessária. Uma potencial combinação de unidades reacionais para remoção de N denomina-se SHARON®-ANAMMOX. No entanto, em sistemas com biomassa imobilizada (p.ex.: biofilmes) bactérias Anammox podem se estabelecer em compartimentos internos da matriz, com menor presença de O<sub>2</sub>. Tal aspecto pode resultar em um importante papel de bactérias Anammox em sistemas aeróbios que utilizam espumas de poliuretano como meio suporte.</p>	<p><i>Candidatus Brocadia</i>; <i>Anammoxidans</i>;  <i>Candidatus Kuenenia</i>; <i>Stuttgartiensis</i>;  <i>Candidatus Scalindua brodae</i>; <i>Candidatus Scalindua wagneri</i>; <i>Candidatus Scalindua sorokinii</i></p>

## 2.3 Nitrificação biológica

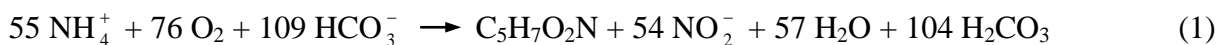
A nitrificação é descrita em maiores detalhes neste item, em virtude da importância que tal processo assume no conteúdo da referente tese.

### 2.3.1 Fundamentos básicos

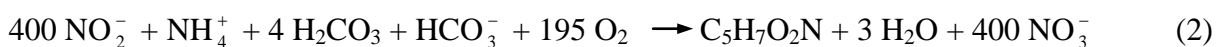
Sob o ponto de vista clássico, a nitrificação biológica é a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato realizada essencialmente por micro-organismos *litoautotróficos* em dois estágios: o primeiro estágio denominado etapa de *nitritação* (oxidação de N-amoniacal a nitrito) e o segundo estágio denominado etapa de *nitratção* (oxidação do nitrito a nitrato). Os dois principais grupos de micro-organismos envolvidos na nitrificação biológica são micro-organismos litoautotróficos oxidadores de amônia (AOB) e micro-organismos litoautotróficos oxidadores de nitrito (NOB). Os micro-organismos litoautotróficos oxidadores de amônia e oxidadores de nitrito predominantes variam segundo o ambiente no qual ocorre o fenômeno (KOOPS & POMMERENING-RÖSER, 2001; ROWAN *et al*, 2003).

As equações estequiométricas referentes aos dois estágios do processo de conversão da amônia a nitrato são (AHN, 2006):

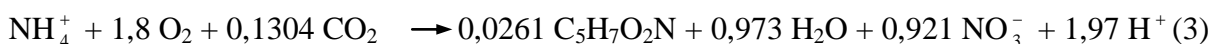
Etapa de Nitritação: Oxidação de N-amoniacal *por micro-organismos litoautotróficos oxidadores de amônia*:



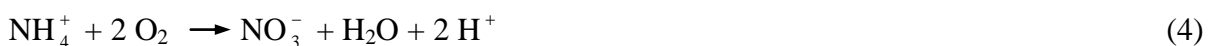
Etapa de nitratção: Oxidação de nitrito *por micro-organismos litoautotróficos oxidadores de nitrito*:



A equação estequiométrica global para a completa oxidação de amônia a nitrato, incluindo a síntese celular é dada por (RITTMANN e McCARTY, 2001):



A equação *global* para a completa oxidação de amônia a nitrato, excluindo a síntese celular é dada por:



De acordo com as equações apresentadas, três importantes aspectos são observados:

- Elevado consumo de oxigênio dissolvido para que o processo seja completamente efetuado (4,14 gO<sub>2</sub>/gNH<sub>4</sub><sup>-</sup>-N oxidado a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N).

*Micro-organismos nitrificantes são estritamente aeróbios e seu metabolismo é reduzido em condições de baixa concentração de oxigênio, nas quais nenhum efeito é percebido para a biomassa heterotrófica. O oxigênio é utilizado para respiração e reações enzimáticas da monooxigenação inicial de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N a NH<sub>2</sub>OH (hidroxilamina).*

- Redução de carbono inorgânico para síntese celular

*Tal processo é energeticamente dispendioso, e, à princípio, pode explicar o menor fluxo de elétrons ( $f_s^o$ ) para síntese (e o menor coeficiente de produção celular - Y) observado para nitrificantes, em comparação com micro-organismos heterotróficos (RITTMANN e McCARTY, 2001);*

- Elevado consumo de alcalinidade (7,05 gCaCO<sub>3</sub>/g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oxidada a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N).

*Tal fato é demarcado em virtude da produção de íons de hidrogênio associado ao processo de nitrificação.*

A equação global do processo de nitrificação é explicitada sem considerar o crescimento da biomassa (equação 4). Neste caso, o valor teórico para o consumo de oxigênio é de 4,57 gO<sub>2</sub>/g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oxidado a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N. O crescimento de micro-organismos autotróficos representa fração pouco significativa, frente aos requisitos de oxigênio (BARNES & BLISS, 1983). Portanto, a faixa de consumo de oxigênio na nitrificação pode ser considerada entre 4,32 e 4,57 mgO<sub>2</sub>/mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oxidado a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N. Cabe ressaltar que esses valores são de essencial importância para a implementação de matrizes estequiométricas de modelos matemáticos.

Em termos de consumo de alcalinidade, uma pequena parte do carbono inorgânico é incorporado a biomassa e a maior parte de CaCO<sub>3</sub> é utilizada para neutralizar os íons de hidrogênio (H<sup>+</sup>) produzidos na etapa de nitritação (GRADY & LIM, 1980). Em um contexto prático são reportados valores de consumo de alcalinidade entre 6,0 e 7,4 gramas de alcalinidade bicarbonato (CaCO<sub>3</sub>) por grama de amônia oxidada (SHARMA & AHLERT, 1977; FIGUEROA & SILVERSTEIN, 1992).

### 2.3.2 Fatores interferentes no processo de nitrificação em biofilmes

A Tabela 2.7 apresenta parâmetros que influenciam a nitrificação em sistemas biológicos de tratamento de efluentes com biofilmes. Tais informações foram baseadas em 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), Tchobanoglous *et al.* (2003), Biesterfeld *et al.* (2003), Chuang *et al.* (2007) e Morgenroth (2008).

Tabela 2.7. Fatores intereferentes no processo de nitrificação em biofilmes.

Fator Interveniante	Implicações recorrentes
<p>Concentração de OD (interior do reator)</p> <p>Requisitos de O<sub>2</sub> (fase gasosa) Nitrificação: &gt; 1,8 mgO<sub>2</sub>/L. Ocorrência de acúmulo de nitrito: &lt; 0,5 mgO<sub>2</sub>/L.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Micro-organismos nitrificantes são aeróbios, com elevada afinidade por oxigênio. Caso as concentrações de O<sub>2</sub> não atendam aos requisitos da biomassa heterotrófica e nitrificante a taxa de remoção de amônia decresce em função da competição por O<sub>2</sub>, predominantemente capturado pela biomassa heterotrófica nas porções externas do biofilme.</li> <li>A baixa disponibilidade de OD exerce maior impacto sobre o crescimento de oxidadoras de NO<sub>2</sub>-N, podendo resultar em acúmulo de nitrito no sistema.</li> </ul>
<p>Temperatura</p> <p>Temperatura ótima para nitrificação: 28-36 °C (cultura pura).</p> <p>Taxas de crescimento específico (<math>\mu</math>) variam em função da temperatura. A avaliação experimental dos efeitos da temperatura na nitrificação é dificultada, em virtude da ocorrência simultânea de outros fatores intervenientes.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>O metabolismo microbiano e a taxa de remoção de amônia podem diminuir em ambientes com temperaturas abaixo de 10 °C. Para filtros biológicos percoladores, com temperaturas do ar variando de 10°C para 20°C a taxa de nitrificação pode aumentar por um fator de 1,5.</li> <li>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. A ocorrência de fatores simultâneos como disponibilidade de oxigênio, predadores e cargas orgânicas podem dificultar a avaliação do efeito da temperatura em sistemas de tratamento de esgotos.</li> </ul>
<p>Concentrações de matéria orgânica</p> <p>DBO total &gt; 20 mg/L (ou 30mgDQO<sub>solúvel</sub>/L): Menores taxas de nitrificação em FBP.</p> <p>DBO solúvel &lt; 12 mg/L: Favorável para ocorrência de nitrificação em FBPs.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>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.</li> <li>Matéria orgânica solúvel: intensifica o crescimento de micro-organismos heterotróficos elevando espessura da matriz biológica, o que dificulta a transferência de substratos (O<sub>2</sub> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) para porções internas do biofilme.</li> <li>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.</li> </ul>
<p>Relação DBO:NTK</p> <p>DBO:NTK = 25: Pouca disponibilidade de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N para nitrificação. DBO:NTK = 5-10: Pode ser favorável ao processo de nitrificação.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Maiores relações DBO:NTK favorecem a predominância da biomassa heterotrófica no biofilme em virtude da maior taxa de crescimento específico e elevação da síntese heterotrófica. A síntese da biomassa heterotrófica diminui a concentração de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N no meio.</li> <li>A predominância de micro-organismos heterotróficos dificulta a transferência de substrato (N-amoniacoal e O<sub>2</sub>) não permitindo a coexistência de micro-organismos nitrificantes e heterotróficos no biofilme para elevadas relações DBO:NTK.</li> </ul>
<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: &gt; 45 mg/L (observado) 50 mg/L (recomendado).</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>pH: a taxa de nitrificação decai substancialmente para valores abaixo de 7,0. Baixos valores de pH podem ocasionar a formação de HNO<sub>2</sub> (inibidor da etapa de nitrificação) e indicam o aumento da concentração de ions de hidrogênio H<sup>+</sup> (aumento do consumo de CaCO<sub>3</sub>) e baixa alcalinidade residual.</li> <li>Alcalinidade: escassez de alcalinidade carbonato no sistema impede a síntese de micro-organismos nitrificantes por déficit de carbono inorgânico. Adicionalmente, a manutenção do pH em faixas adequadas para ocorrência de nitrificação pode ser comprometida.</li> </ul>
<p>Compostos orgânicos e inorgânicos</p> <p>Sulfetos: 0,5 mg/L N-amoniacoal: 20mg/L</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Nitrificantes são sensíveis a vários compostos orgânicos e inorgânicos. A elevada concentração de sulfetos pode ser especialmente importante para sistemas com biofilmes pós-reatores anaeróbios.</li> <li>Concentrações de N-amoniacoal acima de 20 mg/L podem inibir a atividade de oxidadores de nitrito.</li> </ul>

**Efeito da presença de predadores (micro-organismos e macro-invertebrados).** Lee e Welander (1994) relatam que Nematodos e rotíferos influenciam negativamente a nitrificação em sistemas com biofilmes. No referente estudo, após a adição de inibidores da atividade dos micro-organismos predadores, a produção de nitrato por área superficial de meio suporte aumentou de 0,73 gN/m<sup>2</sup>.d para 1,5 gN/m<sup>2</sup>.d.

Predadores macro-invertebrados são também responsáveis pela desagregação do biofilme, provocando a perda de frações volumétricas da matriz microbiana (fenômeno denominado 'grazing'). Adicionalmente, larvas de insetos (p.ex: Psychodidae) e outros invertebrados são caracterizados por consumir porções do biofilme por fagocitose assim como podem ser responsáveis por promover a desagregação do biofilme (ANDERSON *et al*, 1994; PARKER *et al*, 1997). Em FBPs, a presença de macrofauna está associada ao molhamento efetivo do material de enchimento, uma vez que o aparecimento de macro-organismos parece ter início em regiões não umedecidas na superfície do meio suporte (PARKER *et al.*, 1995). Anderson *et al.* (1994) encontraram espécies da classe Oligochaeta (p.ex.: espécies da família Naididae e Enchytraeidae) em FBPs, onde após a eliminação de tais micro-organismos foi observado um incremento nas taxas de nitrificação. Os processos de desagregação do biofilme bem como o efeito da predação em taxas de nitrificação são consolidadamente relatados por WEF (2000).

**Efeito da temperatura.** Destaca-se a dificuldade de obtenção de estudos que indicassem o efeito da temperatura na nitrificação em faixas situadas entre 20°C e 30°C (faixa usual de operação dos sistemas investigados na presente tese). Segundo a USEPA (1993), para temperaturas médias acima de 15°C os efeitos da temperatura na nitrificação não necessariamente precisam ser considerados. Em estudos realizados por Parker *et al.* (1989, 1995) o efeito da temperatura em relação às taxas de nitrificação em FBPs nitrificantes foi relativamente baixo. Durante os experimentos as temperaturas variaram de 11 a 21°C.

Em temperaturas acima de 20°C os impactos na nitrificação estão mais associados a fatores como concentrações de substratos limitantes (p.ex.: NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N e O<sub>2</sub>), cargas orgânicas, taxas de aplicação superficial e umedecimento efetivo do meio suporte (WEF,1991; WEF 2000). Os estudos em modelagem matemática podem contribuir significativamente neste aspecto, dada a possibilidade de alterações de apenas um único fator interveniente, neste caso, a temperatura.

Como apresentado na Tabela 2.7, de acordo com Grady & Lim (1980) e WEF (2000), os efeitos da temperatura são mais nitidamente observados em sistemas com maiores taxas de nitrificação. Dessa maneira, em FBPs onde a remoção de N-amoniaco e matéria orgânica ocorrem de forma simultânea com a os efeitos da temperatura podem ter ainda menor importância frente a outros fatores interferentes.

***pH e Alcalinidade Carbonato.*** Considerando a faixa de valores de pH considerados ótimos para a ocorrência de nitrificação (7,0 a 8,5) observa-se que os resultados frequentemente se referem a testes realizados com culturas puras ou em sistemas de tratamento de biomassa dispersa, como lodos ativados. A variação das taxas de nitrificação em função do pH em sistemas de biomassa aderida pode ter um comportamento distinto, por sua vez, pouco reportado na literatura. Adicionalmente, foi observado que as faixas ideais de pH para a nitrificação são sensivelmente divergentes. Tal fato pode estar associado ao delineamento experimental utilizado em cada uma das pesquisas (BARNES & BLISS, 1983). Diante de incertezas associadas, recomenda-se que as condições operacionais permitam um pH acima de 7,0 no volume reacional, tendo em vista a redução de taxas de nitrificação com  $\text{pH} < 7,0$  (AHN, 2006).

Biestenfeld *et al.* (2003) observaram que para uma faixa de pH situada entre 7,0 e 7,5 as taxas de nitrificação em biofilmes não tiveram uma boa correlação com pH. Indicam ainda uma maior uma maior influência da alcalinidade carbonato ( $\text{CaCO}_3$ ) sob as taxas de nitrificação. Dessa forma, a presença de alcalinidade em concentrações adequadas permitiriam o atendimento aos requisitos de carbono inorgânico por parte de bactérias nitrificantes, bem como a neutralização de íons de hidrogênio gerados na nitrificação. Os autores citam ainda que para concentrações de alcalinidade residual (efluente do reator) acima de  $45 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  a alcalinidade parece não ser um fator.

## **2.4 Filtro biológico percolador no tratamento de esgoto sanitário**

### **2.4.1 Aspectos gerais e princípio de funcionamento**

Os filtros biológicos percoladores (FBP) são a modalidade mais antiga de reatores com biofilmes. São sistemas aeróbios não submersos que utilizam biomassa aderida para a conversão de constituintes presentes em águas residuárias. O volume reacional é preenchido um meio suporte tal como pedras, material plástico ou espumas, sobre o qual efluente é aplicado por meio de distribuidores instalados no topo do reator.

Os distribuidores rotativos são movidos pela própria carga hidráulica dos esgotos ou podem ser motorizados. Em sistemas com distribuidores motorizados, a variação da rotação dos distribuidores é uma das estratégias de operação empregadas para o controle do biofilme e eliminação de larvas de insetos em FBPs (PARKER *et al.*, 1995; ALBERTSON, 1995). No entanto, em FBPs com distribuição não motorizada outras técnicas podem ser adotadas para controle do biofilme e umedecimento do meio suporte, como o incremento de taxas de aplicação superficiais por períodos reduzidos de tempo.

Uma das grandes vantagens dos FBPs refere-se à não necessidade de sistema de aeração. Em geral, os requisitos de oxigênio para reações aeróbias podem ser atendidas a partir da circulação natural e convectiva do ar pelo interior do reator, e a transferência de oxigênio para o biofilme ocorre por difusão molecular. A baixa flexibilidade operacional de FBPs dificulta a remoção de N-amoniaco no sistema, em que grandes volumes reacionais são necessários para taxas de nitrificação adequadas. Tal aspecto resulta em elevados custos de implantação, comparáveis a sistemas de lodos ativados, quando utilizados para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB (CHERNICHARO *et al.*, 2005).

Após a aplicação, o efluente percola pelo meio suporte em direção aos drenos de fundo. O escoamento do líquido pelo material suporte, permite o crescimento de micro-organismos na superfície do material de enchimento, resultando na formação de uma matriz biológica ativa, que contém fungos, bactérias facultativas, aeróbias e anaeróbias, algas e protozoários. Os componentes orgânicos e inorgânicos (carboidratos, lipídeos, amônia, entre outros) difundem no biofilme, sendo convertidos pelos micro-organismos na matriz de origem biológica.

Macrorganismos como larvas e insetos desenvolvem-se frequentemente no sistema provocando desestabilizações locais e o desprendimento de frações significativas da matriz microbiana. As perdas de biomassa ativa por tais desestabilizações refletem em impactos de menor magnitude no desempenho dos FBPs para remoção de matéria orgânica (MORGENROTH, 2006). Contudo, a eliminação de macro-organismos predadores é desejada em sistemas com nitrificação.

Em seguida, a biomassa excedente é desalojada de forma contínua ou periódica. Como explicitado anteriormente, o efeito de desprendimento do biofilme ocorre devido a uma conjugação de fatores como tensão de cisalhamento causada pela velocidade de escoamento do líquido entre os vazios do meio suporte, grau de estabilização dos sólidos e relação crescimento da espessura do biofilme e geração de zonas inativas (MELO, 2003). Em FBP de alta taxa o uso de decantadores secundários faz-se necessário, uma vez que a produção de sólidos nesses sistemas tende a ser mais elevada.

A estratégia de funcionamento de sistemas com biofilme é a de promover a separação entre a biomassa presente no reator (elevado tempo de detenção de sólidos) e o efluente tratado (RITTMANN e McCARTY, 2001). A maior parcela de micro-organismos que se desenvolve sobre o material suporte, permanece no reator, o que diretamente resulta na produção de efluentes de boa qualidade. A Figura 2.3 mostra detalhes de um FBP e o princípio de funcionamento do sistema.

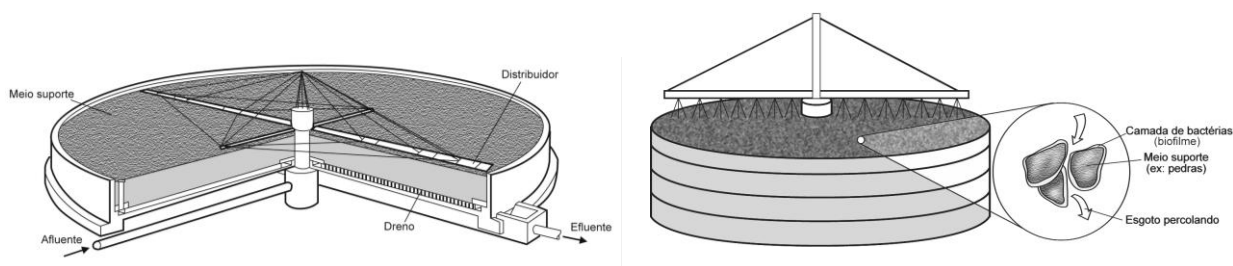


Figura 2.3. Principais componentes de um filtro biológico percolador e princípio de funcionamento.

Fonte: Chernicharo (2001), von Sperling (2005).



### 2.4.2 Classificação de filtros biológicos percoladores

Os filtros biológicos percoladores (FBP) são basicamente classificados de acordo com a taxa de aplicação superficial (TAS) e carga orgânica volumétrica (COV) as quais são submetidos. A Tabela 2.8 apresenta as características típicas e a classificação de FBPs, e a Tabela 2.9 mostra fluxogramas típicos de FBPs.

Tabela 2.8. Características típicas e classificação de filtros biológicos percoladores.

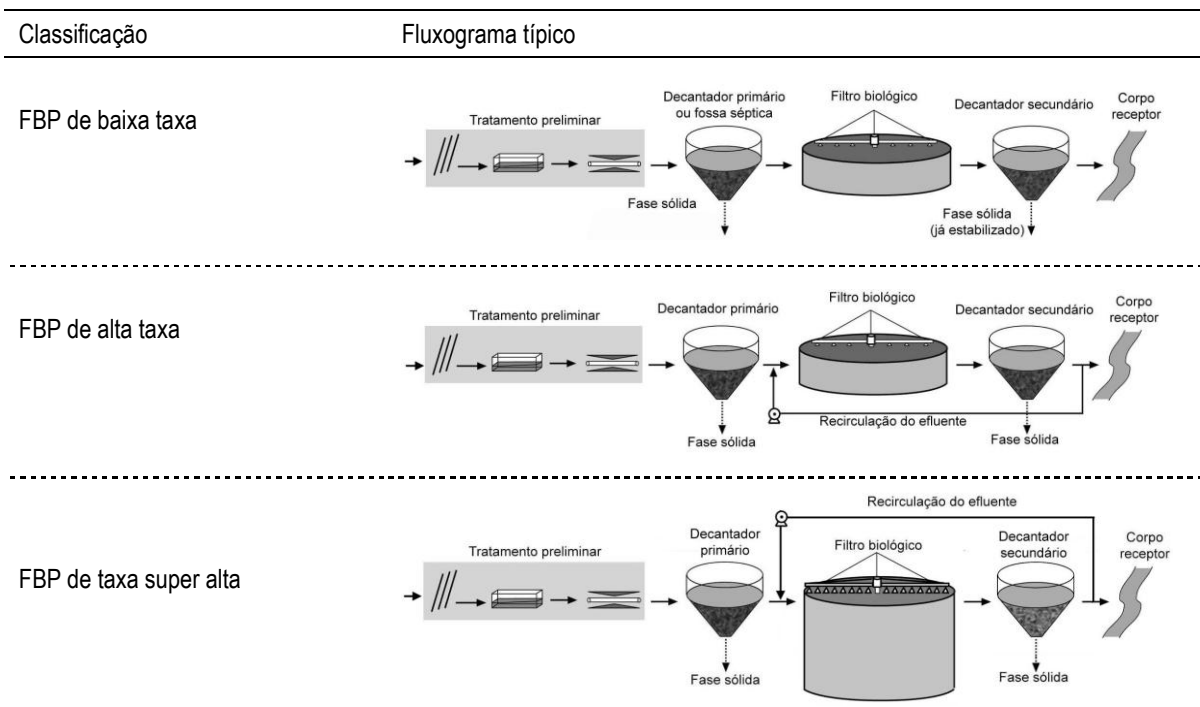
Condições operacionais e características	Baixa taxa	Taxa intermediária	Alta taxa	Alta taxa	Taxa super alta	Grosseiro
Meio suporte	Pedra	Pedra	Pedra	Plástico	Pedra	Pedra/plást.
TAS (m³/m².d)	1 – 4	4 – 10	10 - 40	10 – 75	12 – 70	40 – 200
COV (kgDBO/m³.d)	0,07 – 0,22	0,24 - 0,48	0,4 - 2,4	0,6 – 3,2	0,5 - 1,6	>1,5
Recirculação	0	0 – 1	1 - 2	1 – 2	-	0 – 2
Profundidade (m)	1,8 – 2,5	1,8 - 2,5	0,9 - 3,0	3,0 - 12,2	3,0 – 12,2	0,9 – 6,0
Remoção DBO (%) <i>Efluente de decantador primário</i>	80 – 90	50 – 80	50 - 90	60 – 90	65 – 85	40 – 70
Remoção DBO (%) <sup>1</sup> <i>Efluente de reator UASB</i>	55	-	45 - 65	-	-	-
Remoção NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Intensa	Parcial	Parcial	Variável	Limitada	Ausente

Fonte: adaptado de TCHOBANOGLIOUS *et al.* (2003); USEPA (2000).

<sup>1</sup> Eficiências obtidas a partir de NASCIMENTO (2001), MANSUR AISSE (2002) e CRISTIANO FRADE (2003).

OBS: As colunas hachuradas destacam as condições operacionais de interesse para o contexto da pesquisa.

Tabela 2.9. Características de diferentes tipos de FBP.



Fonte: Gentilmente concedido por von SPERLING. (2005).

### 2.4.3 Filtros biológicos percoladores de alta taxa: cargas orgânicas aplicadas e o desempenho do sistema para remoção de amônia

Os FBPs de alta taxa utilizam geralmente materiais plásticos ou leitos de pedra como material de enchimento. Segundo as informações apresentadas na Tabela 4.6, os FBPs de alta carga preenchidos com leito de pedra recebem COVs de 0,4 a 2,4 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, quando são utilizadas TAS entre 10 e 40 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Quando materiais plásticos são utilizados a COV aplicada pode variar de 0,6 a 3,2 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e a TAS situa-se entre 10 e 75 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003). As taxas de nitrificação não são elevadas em FBPs de alta taxa. Mesmo com o aumento de taxas de nitrificação com o uso da recirculação do efluente final (item 2.4.4.3), a elevação de COV tendem a reduzir o desempenho de FBPs para a remoção de amônia, conforme explicitado na Tabela 2.7.

Em FBPs de alta taxa, a transferência de oxigênio para o biofilme passa a ser um importante fator no processo de nitrificação. Em condições de maior disponibilidade de componentes orgânicos, a espessura do biofilme se eleva pelo crescimento de heterótrofos, influenciando na disponibilidade de oxigênio para nitrificantes. Assim, a COV aplicada é um importante fator na nitrificação em sistemas com biofilmes (STENQUIST *et al.*, 1974).

### 2.4.4 Aspectos operacionais e de projeto associados à nitrificação em FBPs

Nesse item serão abordados fatores que afetam diretamente o processo de nitrificação: as cargas orgânicas volumétricas (COV), cargas de nitrogênio (CN), taxas de aplicação superficiais (TAS) e recirculação do efluente final. Tais fatores são recomendados como parâmetros de projeto e operação de FBPs.

#### 2.4.4.1 Cargas orgânicas aplicadas (CO aplicadas)

*Cargas orgânicas volumétricas (COV)*. Em FBPs com remoção combinada de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal a COV influencia sobremaneira na nitrificação, como mencionado em itens anteriores. Para uma eficiência de 90% na remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N a COV aplicada deve ser aproximadamente de 0,08 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Em sistemas com COV aplicadas de 0,22 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> a eficiência esperada é de 50% (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003). Tal fato evidencia a necessidade de utilização de FBPs de baixa taxa para a remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniacal. Para um FBP pós-reator UASB preenchido com escória de alto-forno Almeida (2007) observou remoções de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N em torno de 50%, para uma COV aplicada média de 0,24 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>.

Parker & Richards (1986) relatam que em FBP's com leito de pedras (sem recirculação) as COVs não devem exceder a  $0,16 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  para uma remoção de amônia de 75%. Stenquist *et al.* (1974) obteve 89% de remoção de  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  a uma COV de  $0,36 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  em FBP's com meio plástico ( $88,5 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ ). A melhoria de desempenho com o uso de meio plástico foi atribuída à maior área superficial específica do material. No entanto, uma taxa de recirculação de 2,25:1 foi necessária para o alcance de tal resultado. A partir do estudo mencionado e outras experiências reportadas (USEPA, 1993) conclui-se que FBP's preenchidos com meios suportes de maior área superficial específica podem receber maiores COVs, caso a recirculação seja adotada (a recirculação atua no molhamento efetivo de um meio suporte).

Segundo Le Bihan & Lessard (2003), resguardadas as condições adequadas em termos de pH, temperatura e aeração, as baixas COVs, situadas entre  $0,10\text{-}0,40 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  podem estimular o desenvolvimento de micro-organismos nitrificantes em sistemas com biofilme. Tchobanoglous *et al.* (2003) propõem faixas típicas de cargas orgânicas e de NTK aplicadas para sistemas de remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniaco. (Tabela 2.10).

Tabela 2.10. Cargas tipicamente aplicadas em FBP's para remoção de matéria orgânica e  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ .

Carga orgânica aplicada		Qualidade esperada para o efluente final	
Unidade	Faixa típica	Unidade	Faixa típica
$\text{kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$	0,1-0,3	$\text{mgDBO} \cdot \text{L}^{-1}$	< 10
$\text{gNTK} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	0,2-1,0	$\text{mg NH}_4^+ \text{-N} \cdot \text{L}^{-1}$	< 3

Adaptado de TCHOBANOGLIOUS *et al.* (2003).

Os valores apresentados na tabela referem-se a experiências com FBP's tratando efluentes de decantadores primários.

USEPA (1993) apresenta eficiências de remoção de amônia baseado nos resultados de vários sistemas que utilizam FBP's preenchidos com leios de pedras em escala plena e piloto, atuando com e sem recirculação do efluente final. A Tabela 2.11 mostra algumas eficiências de remoção e concentrações médias esperadas de  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  em função da COV aplicada.

Tabela 2.11. Cargas orgânicas aplicadas em FBP's preenchidos com pedras e possíveis eficiências e concentrações efluentes de N-amoniaco (USEPA, 1993).

COV ( $\text{kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ )	Eficiência mínima esperada* (%)	Concentração efluente $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ( $\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ )	Cumprimento a um padrão de lançamento de $20 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$
0,80	0	40,0	Não conformidade
0,40	16	21,0	Não conformidade
0,37	20	20,0	Em conformidade
0,30	32	17,0	Em conformidade
0,20	49	12,7	Consistentemente em conformidade
0,08	90	4,0	Consistentemente em conformidade

\* A eficiência foi determinada com base no *limite inferior* da curva apresentada por USEPA (1993). A temperatura de operação dos reatores estiveram acima de  $20^\circ\text{C}$  para a maioria dos sistemas avaliados.

Considerando as estimativas reportadas por USEPA (1993), observa-se que para as COVs situadas em torno de  $0,40 \text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  a remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  pode não ocorrer de forma satisfatória, considerando um padrão de lançamento de  $20\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ . No entanto, ressalta-se que tais estimativas basearam-se em eficiências mínimas esperadas, havendo, portanto, a possibilidade de melhores desempenhos, uma vez que a região delimitada pelas curvas de máxima e mínima eficiência possui considerável amplitude.

*Cargas orgânicas aplicadas por área de meio suporte ( $\text{CO}/\text{m}^2$ ).* A verificação de  $\text{CO}/\text{m}^2$ , reside no fato de que meios suportes com maior área superficial específica podem, à princípio, admitir maiores CO aplicadas (STENQUIST *et al.*, 1974). Parker e Richards (1986) observaram que elevadas remoções de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $\geq 90\%$ ) foram alcançadas com  $2,4 \text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ . No referido estudo, em que a recirculação do efluente final foi utilizada, o mesmo desempenho foi obtido com o uso de meios plásticos ou leito de pedras, quando expresso em termos de  $\text{CO}/\text{m}^2$  (Figura 2.3a). Os autores concluem que o parâmetro  $\text{CO}/\text{m}^2$  pode ser utilizado para a avaliação de desempenho de FBPs, *caso existam dados específicos para um meio suporte em particular*. Adicionalmente, USEPA (1993) reporta experiências práticas de FBPs-Cross-Flow operando com  $\text{CO}/\text{m}^2$  entre 1 e  $2 \text{ gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ .

Almeida (2007) verificou que em FBPs pós-UASB a escória de alto-forno ( $55 \text{ m}^2\cdot\text{m}^{-3}$ ) proporcionou um melhor desempenho em termos de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , em comparação com anéis plásticos randômicos ( $80 \text{ m}^2\cdot\text{m}^{-3}$ ), ainda que as cargas aplicadas no FBP-escória ( $3,9 \text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) tenham sido maiores que no FBP-anéis randômicos ( $2,9 \text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ). Adicionalmente, as cargas de NTK estiveram em torno de 2,1 (FBP-escória) a  $1,6 \text{ gNTK}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  (FBP-anéis randômicos), sendo tais valores elevados segundo as recomendações mencionadas na Tabela 2.10 ( $0,2\text{-}1,0 \text{ gNTK}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ). Embora a TAS utilizada ( $10 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) possa não ter sido adequada para o molhamento efetivo dos anéis plásticos, Parker e Richards (1986) reportam menores desempenhos de FBPs com anéis randômicos, em comparação a leitos de pedras e demais meios plásticos. No mesmo estudo, uma tendência de menor desempenho na remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  também foi observada para meios suportes verticais, com recirculação.

WEF (2000) apresenta um modelo que descreve o efeito da relação DBO:NTK na remoção de NTK (remoção por área de material suporte). A Figura 2.4b mostra os resultados obtidos para um FBP preenchido por meio plástico ( $100 \text{ m}^2\cdot\text{m}^{-3}$ ). Considerando as relações DBO:NTK do efluente de reatores UASB (1,0-2,7), as taxas de remoção de TKN esperadas para um FBP pós-UASB preenchido com anéis plásticos estariam em torno de 1,0 a  $0,5 \text{ gNTK}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ . Em

FBPs pós-reator UASB, os resultados operacionais de Almeida (2007) mostram taxas de remoção de 2,0 a 3,2 gNTK.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Portanto, tal modelo parece não ser diretamente aplicável a FBPs pós-reatores UASB. A menor biodegradabilidade de efluentes de reatores UASB pode ser um fator.

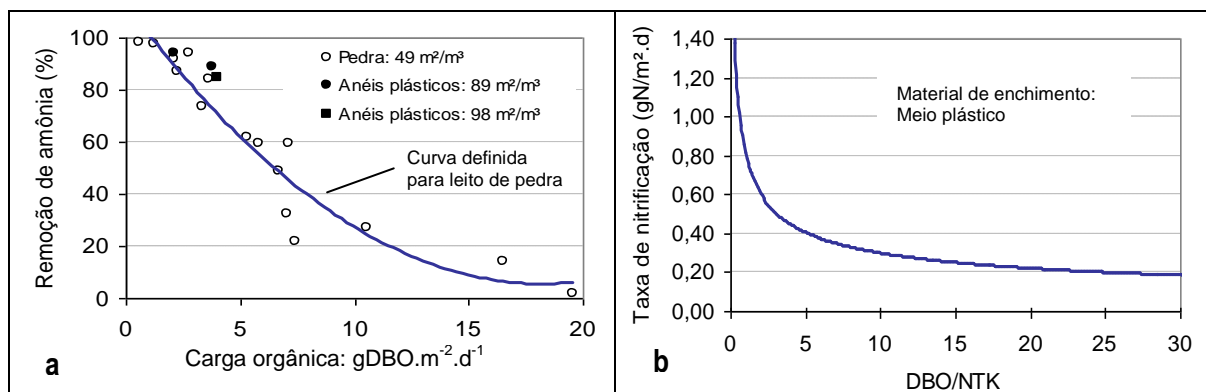


Figura 2.4. (a) Efeito da COV aplicada na nitrificação em FBPs preenchidos por materiais plásticos e leitos de pedra. (b) Efeito da relação DBO:NTK em taxas de remoção de NTK.

#### 2.4.4.2 Taxa de aplicação superficial (TAS)

Caso a TAS seja aumentada somente em função do incremento da vazão afluyente (sem recirculação do efluente final) as remoções de N-amoniacal e de matéria orgânica podem reduzir-se não somente em função do conseqüente incremento da COV aplicada, mas pelos menores tempos de detenção hidráulica, diminuindo o tempo de contato entre o substrato e a biomassa. As perdas de biomassa por aumento das tensões no biofilme também podem figurar como um fator, em termos da redução da fração volumétrica de nitrificantes no reator.

As Figuras 2.5 e 2.6 mostram resultados de estudos realizados por Raj e Murthy (1998) e Logan *et al.* (1987), em uma avaliação sobre o efeito de TAS na remoção de DBO solúvel e de N-amoniacal. Definitivamente, com o incremento das TAS, as remoções de DBO solúvel e amônia nos sistemas foram reduzidas. Para a remoção de DBO, foi observado uma redução da eficiência de 80 para 60%, quando a TAS variou de 17 para 30 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Em termos de remoção de N-amoniacal alterações mais expressivas (de ~98 para 80%) foram observadas quando a TAS variou de 5 para 11 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, considerando concentrações afluentes de N-amoniacal de 43,7 mgN.L<sup>-1</sup>. Portanto, o uso de TAS em torno de 10 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> parecem ter permitido bons desempenhos em termos de DBO e N-amoniacal (próximos a 80%).

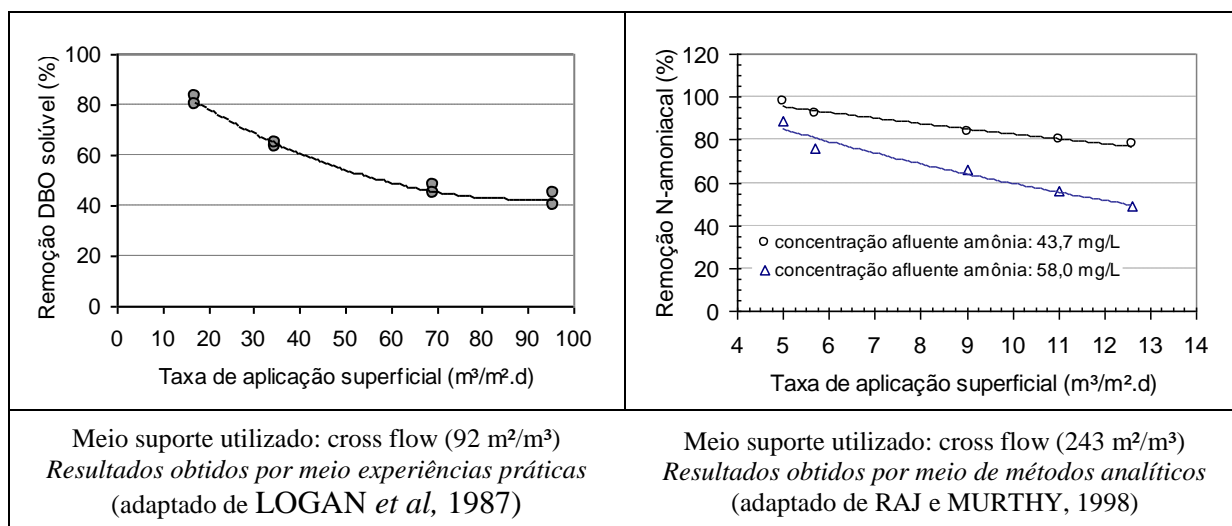


Figura 2.5. Efeito da taxa de aplicação superficial na remoção de DBO solúvel.

Figura 2.6. Efeito da taxa de aplicação superficial na remoção de N-amoniaco.

Grady & Lim (1980) destacam que com o aumento da TAS as relações DBO:NTK ao longo do FBP reduzem-se em menor taxa. Neste caso, o incremento nas taxas de reação para conversão da matéria orgânica, em qualquer ponto do FBP, não é suficiente para compensar o decréscimo do tempo de residência do líquido no reator. Tal aspecto parece afetar não somente a remoção de matéria orgânica, mas também a remoção de N-amoniaco no FBP.

Vale ressaltar que a utilização de baixas TAS com vistas a garantir a COV limite para a ocorrência de nitrificação pode resultar na subutilização da área superficial do material de enchimento (GRADY e LIM, 1980; PEARCE, 2004). A recirculação do efluente final pode ser uma importante estratégia para o aumento do molhamento efetivo do meio suporte, mesmo para sistemas preenchidos com leitos de pedras.

#### 2.4.4.3 Efeito da recirculação do efluente final

A recirculação do efluente final ao FBP tem sido entendida como uma importante estratégia para melhoria de desempenho na remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N em FBPs. As finalidades associadas à recirculação são (TCHOBANOGLIOUS, *et al.*, 2003; PEARCE, 2004; VON SPERLING, 2005):

- Aumentar o tempo de detenção do líquido no sistema;
- Efetuar a diluição do esgoto a ser tratado, reduzindo as relações DBO/OD no afluyente;
- Induzir a remoção do excesso de biomassa por condições hidrodinâmicas mais intensas;
- Garantir o maior aproveitamento da área superficial do meio suporte;
- Possibilitar um novo contato entre componentes solúveis e a biomassa.

O item 3 (condições hidrodinâmicas) mencionado acima está estritamente associado à resistência à transferência de massa no biofilme, e parece possuir essencial relação com o aumento do fluxo de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  pela matriz microbiana (BOLTZ *et al.*, 2011). Para FBPs, a variação das condições hidrodinâmicas pelo aumento da TAS pode reduzir a resistência à transferência de massa, possibilitando o aumento do fluxo de N-amoniaco para o biofilme.

Em experiências relatadas em USEPA (1991), as razões de recirculação que resultaram em melhorias de desempenho na remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  em FBPs com leitos de pedra pós-decantadores primários estão em torno de 1:1 (concentração afluente  $\leq 150 \text{ mgDBO.L}^{-1}$ ), com COVs (pré-recirculação) entre 0,05 e 0,36  $\text{kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ . Em FBPs com meios plásticos, maiores taxas de nitrificação foram observadas quando as COVs estiveram abaixo de 0,40  $\text{kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ .

A Figura 2.7 apresenta o efeito da recirculação do efluente final na nitrificação em FBP preenchido com leito de pedra (USEPA, 1991). A recirculação na remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  passa a ser mais relevante, quando a COV aplicada está acima de 0,10  $\text{kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ . Neste caso, as eficiências tendem a aumentar em 15 a 20% para COV entre 0,10 a 0,36  $\text{kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ . Contudo, para maiores COV aplicadas (acima de 0,30  $\text{kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ ) as concentrações de N-amoniaco no efluente final tendem a se aproximar de 20  $\text{mgN.L}^{-1}$ , mesmo com a recirculação.

Sob a perspectiva econômica e de desempenho, USEPA (1993) ressalta o consenso de que para um típico fluxograma contendo FBPs (clarificação primária - FBP - decantador secundário) a recirculação tomada pós-FBP na razão de 1:1 é apropriada. A TAS mínima para garantir o aproveitamento da área superficial específica em FBPs com meios plásticos situa-se entre 28,8 a 59,0  $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , considerando as características de cada meio suporte. Tchobanoglous (2003) recomenda TAS mínima de 0,43  $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  em qualquer circunstância. Cabe ressaltar que FBPs de pequena profundidade necessariamente necessitam de recirculação (TCHOBANOGLIOUS, 2003).

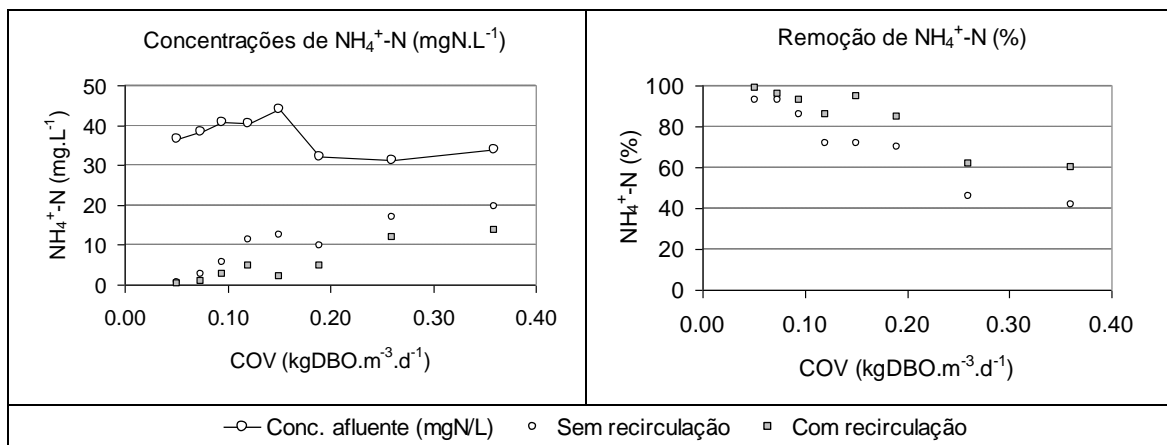


Figura 2.7. Efeito da recirculação (1:1) na nitrificação em FBP preenchido com leito de pedra (altura do FBP: 2,40 m). Fonte: USEPA (1991).

#### 2.4.5 Desempenho de FBPs na remoção de matéria orgânica e N-amoniaco

O presente item apresenta características, faixas de operação, e concentrações de afluentes e efluentes de filtros biológicos percoladores (FBPs) utilizados no primeiro estágio do tratamento secundário de ETEs em escala plena. O objetivo foi avaliar as faixas operacionais utilizadas para os FBPs e os desempenhos associados a estas faixas para a remoção de N-amoniaco e DBO em um mesmo volume reacional.

As experiências são provenientes de FBPs operados pós-decantadores primários. Ainda que os sistemas de tratamento citados possuíssem tais unidades intermediárias, o presente item discute apenas o desempenho do primeiro estágio de FBPs, sem a influência das demais unidades. Cabe ressaltar que a recirculação do efluente foi praticada em alguns sistemas.

A Tabela 2.12 sistematiza as características operacionais e os respectivos desempenhos dos FBPs pós-decantadores primários. Os sistemas que operaram com COVs entre 0,09 e 0,20 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> (0,7-2,7 gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) foram capazes de efetuar reduções substanciais de concentrações de amônia, com eficiências de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N em torno de 85 e 95%. As taxas volumétricas de nitrificação estiveram em torno de 0,01-0,06 gN.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Tais valores são significativamente divergentes do observado por Daigger *et al.* (1994), em que sistemas operando com COV entre 0,20-0,40 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> obtiveram taxas volumétricas de nitrificação entre 0,5-1,0 kgN.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Nos FBPs onde a remoção de N-amoniaco foi maior que 80% as TAS estiveram entre 5,3 e 23,3 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Nos sistemas com COVs em torno de 1,0 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> a remoção de amônia por nitrificação não ocorreu. Neste caso, as CO/m<sup>2</sup> - meio suporte foram extremamente elevadas (em torno de 25 gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>).



Tabela 2.12. Condições operacionais e desempenhos de FBP's tratando esgotos domésticos pós-decantadores primários.

Condições operacionais				Características do filtro biológico percolador			Concentrações afluentes		Concentrações efluentes [eficiência de remoção - %]		Taxa de remoção de N-amoniacoal		Referência	
Vazão m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	COV kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> gDBO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>		TAS m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	Temp. °C	altura m	Volume m <sup>3</sup>	Meio suporte m <sup>2</sup> .m <sup>-3</sup>	DBO <sub>5</sub> mg.L <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N mg.L <sup>-1</sup>	DBO <sub>5</sub> mg.L <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N mg.L <sup>-1</sup>	Superficial gN.m <sup>-2</sup> .d		Volumétrica kgN.m <sup>-3</sup> .d
12,39	1,18-1,78	26,30	12,5	15-19	2,10	2,1	Escória (40)	200-300	53,1	174 [30]	52,1 [2]	-	-	Bruce & Merkens (1970)
1324,9	0,19	1,91	7,3	17-21	8,5	1556,0	Plástico (96,3)	127,0	17,4	10,0 [92]	0,7 [96]	0,15	0,01	USEPA (1991)
7684,4	0,12	1,17	23,0	17-20	5,2	1678,8	Plástico (96,3)	62,0	14,0	7,5 [88]	1,7 [88]	0,56	0,06	USEPA (1991)
31116,0	1,19	12,21	42,7	17-19	9,8	7113,2	Plástico (96,3)	122,0	13,1	50,0 [59]	10,0 [24]	0,14	0,01	USEPA (1991)
7116,6	0,18	2,69	5,0	23-28	2,9	4139,0	Escória (50)	101,0	20,0	7,4 [93]	2,6 [87]	0,60	0,03	USEPA (1991)
2082,0	0,09	0,78	22,7	17-18	9,8	896,4	Plástico (109,4)	40,4	8,8	10,6 [54]	1,1 [87]	0,16	0,02	USEPA (1991)
-	<b>0,09-0,20</b>	<b>0,7-2,7</b>	<b>7-23</b>	<b>17-30</b>	-	-	-	<b>40-130</b>	<b>8-20</b>	<b>7-10 [88-93]</b>	<b>0,7-2,6 [87-96]</b>	<b>0,15-0,60</b>	<b>0,01-0,06</b>	Faixa de operação e concentrações <sup>a</sup>

Notas:

<sup>a</sup>As faixas de operação e concentrações consideradas referem-se aos valores observados para sistemas apresentando eficiências de remoção de N-amoniacoal maiores que 80%. Os sistemas com hachuras em cinza: sistemas com recirculação (FBP-escória: razão de recirculação de 1:1; FBP-plástico: razão de recirculação: 0,8:1).

#### **2.4.6 Lições extraídas de pesquisas e experiências práticas com FBPs utilizados na remoção sumultânea de matéria orgânica e N-amoniacal**

Os FBPs de baixa taxa parecem promover remoções mais expressivas de N-amoniacal (eficiências de remoção entre 95 e 50%) com cargas orgânicas volumétricas (COV) entre 0,07 a 0,20 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Neste caso, cabe a verificação de CO aplicadas por área de meio suporte, em que tais cargas devem ser menores que 3,0 gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Em sistemas com taxas de aplicação superficiais (TAS) entre 5-20 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> a CO aplicada parece ser um fator de maior importância para a remoção de matéria orgânica e N-amoniacal em um mesmo reator. Contudo, apenas um trabalho sobre a influência de TAS foi encontrado, considerando experimentos com efluentes sintéticos.

A estratégia de recirculação do efluente dos FBPs é uma importante alternativa para o aumento das taxas de nitrificação, principalmente em sistemas operando com COVs acima de 0,10 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Neste caso, a remoção de N-amoniacal tende a aumentar em 15 a 20%. Contudo, cabe ressaltar que para maiores COV aplicadas em torno de 0,30 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> as concentrações de N-amoniacal no efluente final tendem a se aproximar de 20 mgN.L<sup>-1</sup>, mesmo com a recirculação do efluente.

Em relação aos meios suportes avaliados, observou-se que para CO aplicadas abaixo de 5gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> não são observadas diferenças aparentes entre o desempenho de meios plásticos (blocos Cross-flow) e leitos de pedra. Os meios suportes verticais e meios randômicos (anéis plásticos) parecem apresentar menor potencial de remoção de N-amoniacal, mesmo com a recirculação do efluente final.

## **2.5 Materiais de enchimento utilizados em FBPs**

### **2.5.1 Apresentação**

Em reatores com biofilmes, os materiais de enchimento (ou meios suportes) tem a finalidade de servir de apoio para o estabelecimento da biomassa. Em algumas situações, os meios suportes podem atuar como uma barreira física, evitando que os sólidos em suspensão sejam facilmente carregados para fora do reator. Tal estratégia é atualmente utilizada em FBPs pós-reatores UASB, e podem potencializar uma série de mecanismos, como a desnitrificação associada à respiração endógena como fonte de carbono (TANDUKAR *et al.*, 2007).

Em FBPs pós-decantadores primários (Tabela 2.12), os materiais de enchimento convencionalmente utilizados em FBPs são a pedra britada (granulometria entre 5 e 8 cm), escória de alto-forno, anéis plásticos randômicos e blocos chamados ‘*Cross-flow*’ (verticais, 45° e 60°). Atualmente, novos meios suportes com diferentes constituições e configurações vem sendo avaliados para aplicação em FBPs pós-reatores UASB. Alguns exemplos são os eletrodutos corrugados (fracionados em peças de 4 cm de comprimento), o meio suporte plástico denominado Rotopack® (ALMEIDA *et al.*, 2009) e as concepções do sistema DHS (do inglês, ‘*Downflow Hanging Sponge*’), concebido por Machdar *et al.* (1997), Machdar *et al.* (2000), Tawfik (2006) e Tandukar *et al.* (2006).

Com o avanço no desenvolvimento tecnológico de sistemas UASB/FBPs, o uso de materiais de enchimento baseados em espumas de poliuretano nos FBPs tem sido apontado como uma promissora perspectiva (KASSAB *et al.*, 2011). A principal vantagem quanto ao uso de meios porosos como material suporte reside na possibilidade de aumento do tempo de residência celular de detenção hidráulica (TDH) nos reatores.

O presente item apresenta os materiais de enchimento convencionalmente utilizados em FBPs e as novas perspectivas de desenvolvimento de meios suportes utilizados em FBPs pós-reatores UASB. Adicionalmente, breves lições de experiências práticas quanto ao uso de materiais de enchimento tradicionais e inovadores são listadas, com vistas ao apoio das definições de delineamento experimental da presente pesquisa.





### 2.5.2 Meios suportes: materiais convencionalmente utilizados

Os leitos de pedras, constituídos de rocha britada ou escória de alto forno, foram os primeiros materiais suportes a serem empregados em FBPs. Contudo, as demandas de remoção de compostos nitrogenados, bem como a necessidade de melhoria da qualidade do efluente final para concentrações de matéria orgânica, limitaram o seu uso em locais com padrões de lançamento mais restritivos. O controle de qualidade em termos de granulometria e a robustez das estruturas para FBPs de maiores alturas são também listados como fatores que motivaram o desenvolvimento de outros tipos de meios suportes, como os meios sintéticos. Em locais onde os padrões de lançamento são mais flexíveis a utilização de leitos de pedra pode ainda ser uma possibilidade, em função de seu baixo custo (ALMEIDA *et al.* 2011).

Quanto aos materiais plásticos, a vantagem de utilização está associada à sua maior área superficial específica (em torno de  $100 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ ) e ao seu peso específico ( $30\text{-}50 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ). Como consequência, os FBPs preenchidos com meios sintéticos permitem volumes reacionais de maiores alturas (4 a 12 m) e menores requisitos de área (GONÇALVES *et al.*, 2001).

As condições operacionais para o maior aproveitamento efetivo da superfície específica de materiais sintéticos devem ser observadas. A depender das cargas orgânicas aplicadas ( $\text{kgDBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  ou  $\text{gDBO}_5 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) e taxas de aplicação superficial (TAS), os materiais sintéticos podem ser mais eficientes na remoção de matéria orgânica e N-amoniaco, tendo em vista a maior área superficial específica e índices de vazios. Contudo, em condições de baixa COV ( $< 1,0 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ) os meios sintéticos podem prover um desempenho similar aos sistemas preenchidos com leitos de pedras para a remoção de matéria orgânica (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003). Tais perspectivas parecem confirmar-se para FBPs pós-reatores UASB, como apresentado no item 2.7. As principais características de materiais de enchimento convencionalmente empregados em FBPs são apresentadas na Tabela 2.13.

Tabela 2.13. Meios suportes usualmente utilizados em filtros biológicos percoladores.

Material de enchimento	Características dimensionais	Peso específico (kg/m <sup>3</sup> )	Área superficial específica (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	Índice de vazios (%)	Imagem	Breve descrição e comentários
Pedra britada	Diâmetro: 5 a 10 cm	1350	50-70	≈ 50		Constituído de rocha britada. Apresenta superfície irregular e elevado peso específico. O atendimento às especificações técnicas em termos de granulometria pode ser uma limitação. O baixo custo do material o torna um dos principais materiais de enchimento para FBPs.
Escória de alto forno	Diâmetro: 5 a 10 cm	1350	50-70	≈ 50		Material residual de indústria siderúrgica. Apresenta superfície irregular, elevado peso específico e parece possuir rugosidade/porosidade superficial superior à pedra britada. O atendimento às especificações técnicas em termos de granulometria pode ser uma limitação.
Anéis plásticos randômicos (PVC)	Diâmetro: 84 mm Altura nominal: 9 cm	50	80	96		Possuem satisfatório índice de vazios e área superficial específica. Maiores custos de custos de aquisição. Em FBP de pequena altura operando com baixas cargas orgânicas, o seu desempenho assemelha-se a reatores preenchidos por leitos de pedra. São também utilizados como material de enchimento em filtros aerados submersos (FAS).
<i>Vertical-flow</i> <i>Cross-flow (45°)</i> <i>Cross-flow (60°)</i>	Altura: 30-60 cm Largura: 30-60 cm Comprimento: 130-320 cm	30	80 <i>Vertical flow</i> 98 <i>Cross-flow (45°)</i> 98 <i>Cross-flow (60°)</i>	95-97		Muito utilizado em FBPs por apresentar baixo peso específico e elevados índices de vazios. Apresenta maior custo de aquisição. Para a remoção de amônia os blocos verticais e cross-flow com ângulo de 60° apresentam melhor desempenho do que os com ângulo de 45°. Utilizados em FBPs e FAS.

Adaptado de Bruce e Merkens, 1970; Harrison e Daigger, 1987; Parker e Richards, 1986; Tchobanoglous, 2003.

***Resultados de literatura sobre leitos de pedra: Pedra britada e escória de alto-forno***

A rugosidade dos leitos de pedra, bem como a sua superfície irregular, parecem ser importantes características associadas a este material de enchimento. Bruce & Merkens (1970) comparam a eficiência de FBPs preenchidos com escória de alto-forno (superfície rugosa) e brita de rocha basáltica (superfície lisa) considerando as mesmas condições operacionais para os reatores. Embora a escória de alto-forno e a brita de rocha basáltica possuam aproximadamente a mesma área superficial específica e índice de vazios (Tabela 2.10), os resultados apontam um melhor desempenho da escória de alto-forno para a remoção de DQO e DBO. Os autores atribuem tais diferenças de desempenho à rugosidade do material, uma vez que tal fator está estritamente associado às condições de estabelecimento da biomassa, como já discutido anteriormente (item 2.1). Nessas situações, com o uso de escória de alto-forno uma parcela do biofilme pode ter menor propensão ao desprendimento, tendo em vista a sua colonização nos interstícios da superfície porosa.

Os resultados apresentados por USEPA (1993) mostram que em termos de remoção de amônia o desempenho de FBPs preenchidos por escória de alto-forno e FBPs preenchidos por pedra britada são similares quando a recirculação do efluente final não é praticada. No entanto, a escória de alto-forno passa a ter um desempenho superior (em torno de 50%), quando a recirculação (1:1) é imposta. As diferentes condições de aderência da matriz biológica ao meio suporte, associadas a uma possível maior tensão de cisalhamento pelo o aumento da TAS, podem ter ocasionado as diferenças de desempenho para remoção de N-amoniacal após a recirculação do efluente final.

***Resultados de literatura sobre meios suportes plásticos convencionais: blocos Cross-Flow e anéis plásticos randômicos***

Parker (1999) aponta controvérsias na literatura em relação à eficiência de FBPs preenchidos com materiais de mesma área superficial específica. Segundo o autor, alguns manuais de operação indicam que em condições similares de projeto e operação os materiais de enchimento possuindo a mesma área superficial específica atribuirão aos FBPs o mesmo desempenho. No entanto, Parker (1999) avaliando a taxa de nitrificação em 6 (seis) FBPs de escala plena, obteve resultados distintos para os materiais suporte de fluxo vertical (*'Vertical flow'*) e blocos *'Cross Flow'* com diferentes inclinações (45° e 60°). Tais resultados indicam que a configuração dos materiais de enchimento pode influenciar no desempenho dos FBPs, em determinadas condições operacionais. Experiências práticas apresentadas por Parker *et al.*

(1990) aponta diferenças em taxas de nitrificação em função do meio suporte utilizado. Para FBP-*Cross-flow* observou-se taxas de nitrificação em torno de 2,5 a 3,0 gN.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e para FBP-*Vertical-flow* as taxas de nitrificação estiveram entre 0,9 e 1,5 gN.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

Harrison e Daigger (1987) compararam o desempenho FBPs preenchidos por blocos Cross-Flow-45° e Cross-Flow-60° de mesma área superficial específica e índice de vazios. Para uma mesma COV aplicada (0,59 kgDBO<sub>5</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) não foram encontradas diferenças significativas entre as concentrações de DBO efluente dos FBPs. Ressalta-se que o mesmo comportamento ocorreu para maiores COVs aplicadas (2,64 e 5,95 kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d). No entanto, em termos de remoção de amônia o FBP preenchido por Cross-Flow-60° obteve melhores resultados (eficiência de remoção: 50%) que o FBP preenchido por Cross-Flow-45° (eficiência de remoção: 31%).

Portanto, os resultados produzidos por diferentes sistemas mostram que o efeito da configuração dos materiais de enchimento pode não influenciar significativamente a remoção de matéria orgânica nos FBPs, sendo, contudo, a nitrificação possivelmente influenciada por este fator. Aparentemente, os resultados apresentados por Harrison & Daigger (1987) não reforçam as conclusões obtidas por Parker e Richards (1986) que associa a melhor eficiência em termos de remoção de amônia ao meio suporte que apresenta melhor desempenho em termos de remoção de DBO. A relação entre o desempenho do sistema para remoção de DBO e a sua potencialidade para a remoção de N-amoniacoal deve ser melhor investigada.

Ainda com relação ao efeito de materiais suportes em FBPs com remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniacoal Parker & Richards (1986) afirmam que anéis plásticos randômicos foram menos eficientes que leito de pedras e blocos *Cross-flow* na nitrificação. Comportamento distinto foi verificado por Harrison & Daigger (1987), onde para uma COV aplicada de 0,59 kgDBO<sub>5</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> os anéis plásticos randômicos apresentaram desempenho superior ao leito de pedras. As diferenças entre os estudos mencionados podem estar associadas às condições operacionais impostas para ambos os sistemas, dada a sensibilidade que cada meio suporte possui à taxas hidráulicas aplicadas (HARRISSON e DAIGGER, 1987). Adicionalmente, ressalta-se que para FBPs com remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniacoal as COVs aplicadas em torno de 0,59 kgDBO<sub>5</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> não são adequadas para a nitrificação, como discutido no item 2.4.

Portanto, alguns importantes aspectos podem ser evidenciados, considerando os estudos de Bruce & Merkens (1970), Parker & Richards (1986), Harrison & Daigger (1987) e Parker (1999), quanto aos materiais convencionalmente empregados em FBPs:

- Outras características associadas ao material de enchimento, além de sua área superficial específica e índice de vazios, podem influenciar sobremaneira o desempenho de FBPs. A configuração do meio suporte e a rugosidade do material parecem ser importantes fatores, principalmente para o processo de nitrificação;
- As condições operacionais impostas a FBPs devem ser consideradas em função do material de enchimento utilizado. Assim sendo, o desempenho de FBPs dependerá em grande parte da combinação adequada entre o material de enchimento utilizado, TAS e COV aplicadas;
- As comparações de desempenho de FBPs preenchidos com diferentes meios suportes considerando as mesmas condições operacionais impostas para ambos os reatores indicam a melhor aplicabilidade de um determinado meio suporte às condições por hora definidas, apenas.

### **2.5.3 Meios suportes: Novas perspectivas**

#### ***Materiais plásticos com aderência superficial da biomassa***

Em virtude do custo atribuído aos materiais plásticos convencionais (p.ex. anéis plásticos randômicos e blocos *Cross-Flow*), outros materiais de enchimento têm sido desenvolvidos. Alguns exemplos são os eletrodutos corrugados (fracionados em pedaços de 4 cm de comprimento), Rotopack<sup>®</sup> (blocos compostos com placas de plástico corrugado) e o sistema DHS (do inglês '*Downflow Hanging Sponge*') concebido inicialmente por Machdar *et al.* (1997) e desenvolvido por Machdar *et al.* (2000), Tawfik (2006) e Tandukar (2005). A Tabela 2.14 apresenta alguns materiais em desenvolvimento para o uso em FBPs pós-reatores UASB.

***Aparas de conduíte.*** Almeida *et al.* (2011) apresentam resultados de remoção de matéria orgânica e N-amoniaco (UASB/FBP-sem decantadores secundários) em torno de 80 a 85% (DBO) e de 20 a 50% (N-amoniaco). O FBP pós-reator UASB operou com COVs médias variando de 0,26 a 0,44 kgDBO<sub>5</sub>.m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> e TAS entre 10 e 20 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Neste estudo, realizado ao longo de 457 dias operacionais, foi observado que o uso de aparas de conduíte não atribuiu melhorias de desempenho ao sistema UASB/FBP, sendo o desempenho do sistema inferior ao desempenho do sistema UASB/FBP-Escória de alto-forno. Contudo, o sistema foi testado com baixas COVs e TAS, e outras condições operacionais devem ser



avaliadas, considerando maiores COV aplicadas e/ou a recirculação do efluente final. A configuração cilíndrica do referido meio suporte pode dificultar o bom aproveitamento efetivo da área superficial específica, principalmente em condições de baixas TAS.

Segundo experiências em escala plena, o o custo de obtenção (corte) das aparas de conduíte parece reduzir a viabilidade econômica de utilização do referido material (C.A.L. Chernicharo, *comunicação pessoal*). Assim sendo, as escalas de sistemas compactos (300 a 500 habitantes) podem ser mais adequadas ao uso deste meio suporte, considerando um adequado aproveitamento efetivo de sua área superficial específica.

**Meio Rotopack<sup>®</sup>.** O sistema Rotopack<sup>®</sup> (CHERNICHARO *et al.*, 2007) é constituído de placas de polietileno e permite um fluxo do líquido similar ao fluxo observado em FBPs preenchidos com blocos *Vertical-Flow*. O desenvolvimento do Rotopack<sup>®</sup> visa reduzir os custos de aquisição observados para blocos *Cross-Flow*. Tal sistema faz parte do escopo da presente pesquisa.

Estudos preliminares de Almeida *et al.* (2009) mostram que a combinação UASB/FBP-*Rotopack* (COV: 0,46 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>; TAS: 18,5 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) pode promover menores variabilidades em termos de desempenho para remoção de DBO, DQO e SST, em comparação com o sistema UASB/FBP-*Escória*. (COV: 0,29 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>; TAS: 13,6 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Contudo, os decantadores secundários, operados a diferentes taxas hidráulicas entre os sistemas, podem ter influenciado os resultados obtidos.

Novos testes com o sistema UASB/FBP-*Rotopack* devem ser implementados, considerando outras condições em termos de TAS, excluindo a influência dos decantadores secundários. As recomendações para a operação de FBPs preenchidos com blocos *Cross-Flow* pode ser um bom ponto de partida, dadas as semelhanças de configuração e área específica entre os meios suportes (Tabela 2.13 e Tabela 2.14).

### ***Materiais com aderência intersticial da biomassa***

**Sistema DHS.** O material suporte baseado em espumas de poliuretano denominado *Downflow Hanging Sponge* (DHS) foi essencialmente desenvolvido para o uso em FBPs pós-reatores UASB. Segundo Machdar *et al.* (1997), uma das vantagens de utilização de espumas de poliuretano como meio suporte é a possibilidade de retenção intersticial de biomassa (20 a 25 gST.L<sup>-1</sup>), maior idade do lodo (>100 dias) e um maior TDH (em torno de 2,5 h).

Os fatores anteriormente mencionados são favoráveis ao desenvolvimento de micro-organismos nitrificantes, dada a sua baixa taxa de crescimento ( $\mu$ ). Adicionalmente, a difusão de oxigênio na espuma parece ocorrer de forma mais pronunciada, em comparação com o observado em um biofilme estabelecido sobre matrizes impermeáveis (aderência superficial da biomassa). Em um biofilme que cresce sobre material impermeável, as concentrações de OD acima de  $1,0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  são observadas até 50-200  $\mu\text{m}$  (MORGENROTH, 2006). Em espumas de poliuretano, tal concentração pode ser observada em profundidades de até 5 mm (MACHDAR *et al.*, 2000). Tal aspecto possivelmente está relacionado ao notável desempenho do sistema para remoção de matéria orgânica e N-amoniacal.

As remoções de DBO, DQO e N-amoniacal no sistema UASB/FBP-DHS variam em torno de 80 a 97 % (DBO total), 81 a 84% (DQO total) e 61 a 80% (N-amoniacal). Em função das condições anóxicas observadas no interior da espuma e a baixa produção de sólidos, Araki *et al.* (1999) e Machdar *et al.* (2000) sugerem uma relação entre o processo de respiração endógena e a desnitrificação observada no sistema DHS. Tal aspecto pode explicar a baixa concentração de sólidos suspensos no efluente final, mesmo sem o uso de decantadores secundários.

Em termos do volume de espuma utilizado nos sistemas DHS, Tawfik *et al.* (2009) mostram que para o sistema DHS-‘*Cube Type*’ (COV:  $0,76 \text{ kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ; TAS:  $12,1 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) a eficiência de remoção de DQO reduziu-se de 80 para 62%, quando o volume de espuma foi alterado de 38 para 19% ( $\text{vol. de espuma (\%)} = \text{vol. de espuma} / \text{vol. total do reator}$ ). Para um volume de espuma de 9,6% a eficiência de remoção de DQO foi reduzida para 44%. Seguindo a mesma tendência, as eficiências de remoção de N-amoniacal reduziram-se de 86 para 38% (volume de espuma: de 38 para 19%). Portanto, os autores recomendam que para a uma boa remoção de matéria orgânica e ocorrência de nitrificação acima de 80% o volume de espuma no reator deve estar acima de 38%. Considerando a configuração do sistema DHS-‘*Cube Type*’, possivelmente a sua maior aplicabilidade pode ser observada em sistemas compactos, atendendo a menores populações.

Uma das gerações do sistema DHS, sistema DHS-‘*Curtain-type*’ (COV:  $0,21 \text{ kgDBO}_5\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ; TAS:  $21,1 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ), opera em escala plena. O sistema UASB/FBP-DHS apresenta remoções de DQO em torno de 90% e remoções de N-amoniacal em torno de 80% (KASSAB *et al.*, 2010). Em geral, nestes sistemas (DHS -‘*Curtain-type*’), o volume de espuma ocupa 55-57% do

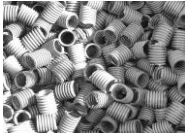



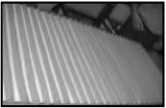
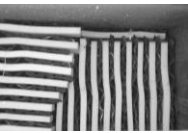
volume do reator (TANDUKAR *et al.*, 2007). Cabe ressaltar que o uso do sistema DHS-‘*Curtain-type*’ parece ser mais adequado em ETEs atendendo maiores populações.

**Meio Rotosponge.** A partir do sistema *Rotopack*<sup>®</sup> e dos promissores resultados obtidos com os sistemas DHS, um sistema baseado em espumas de poliuretano vem sendo desenvolvido no Brasil. Neste sistema, as placas de material plástico corrugado que constitui o *Rotopack*<sup>®</sup> são intercaladas por placas de espuma. O sistema *Rotosponge* está em fase de desenvolvimento e faz parte do escopo da presente pesquisa. O volume de espuma ocupa 49% do volume do reator. O item 2.7.2 apresenta em maiores detalhes os resultados preliminares de desempenho do sistema.

Portanto, alguns importantes aspectos podem ser evidenciados, considerando os estudos de Almeida *et al.* (2009), Machdar *et al.* (1997, 2000), Tawfik *et al.* (2006) e Tandukar *et al.* (2007), quanto às novas perspectivas de meios suporte empregados em FBPs pós-reactores UASB:

- Como para os FBPs preenchidos por blocos *Cross-Flow*, os meios suportes de aderência superficial aplicados aos FBPs pós-reactores UASB devem ser avaliados sob diferentes condições operacionais, visando a possibilidade de melhoria de desempenho destes sistemas, principalmente em relação ao leito de pedras.
- O uso de espumas de poliuretano como meio suporte parece ser uma importante estratégia para a retenção de micro-organismos em FBPs e aumento da biomassa nitrificante no sistema.
- A possibilidade de aumento das regiões anóxicas e aeróbias no volume reacional dos FBPs com meios suportes baseados em espumas de poliuretano parece ser um aspecto fundamental para a remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio em um mesmo reator.

Tabela 2.14. Novas tendências de meios suportes para o uso em FBPs pós-reactores UASB.

Material de enchimento	Características dimensionais	Peso específico (kg/m <sup>3</sup> )	Área superficial específica (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	Índice de vazios (%)	Imagem	Breve descrição e comentários
Aparas de eletroduto corrugado	Diâmetro: 2,54 cm Altura: 4cm	54,2	220	96		Constituído por aparas de eletrodutos (4 cm) em PVC. Embora possua elevada área específica o umedecimento de todo o material é dificultado pela sua geometria cilíndrica. À princípio podem ser mais recomendados para o uso em reatores onde a biomassa permanece submersa (p.ex: filtros aerados submersos e filtro anaeróbio).
Rotopack®	0,52 × 18,2 × 1,50 cm (cada placa)	67,2	132 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	Não determinado		Constituído de placas corrugadas de polietileno expandido colocadas lado a lado. Embora ainda esteja em fase de teste, os resultados apontam um bom desempenho de FBPs preenchidos pelo material. Apresenta um custo menor, em comparação com blocos Cross-Flow.
Sistema DHS (Cube-type)	Diâmetro: 22 mm Altura nominal: 27 mm	256	30	96		Constituído de pequenos cilindros de espuma circunscritos por uma proteção de polipropileno. Propicia um bom desempenho na remoção de matéria orgânica e amônia. Sua aplicabilidade foi, até o momento, verificada apenas para FBPs pós-reactores UASB.
Sistema DHS (Curtain-type)	Altura: altura prevista para o FBP Seção de cada espuma: 3 cm (catetos). Espaçamento: 5,5 cm	Não determinado	87 + área intersticial (retenção de microrganismos no interior da espuma)	90	 	Constituído de uma série de cortinas verticais (colocadas lado a lado) com segmentos de espumas de seção triangular fixadas na superfície de cada cortina. Pesquisas demonstram uma grande potencialidade do sistema para o aumento da idade do lodo e TDH em FBPs. A possibilidade de aumento das regiões anóxicas e aeróbias no volume reacional dos FBPs parece ser um aspecto fundamental para a remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio no sistema.
Rotosponge	0,52 × 18,2 × 1,50 cm (cada placa) 0,52 × 18,2 × 2,0 cm (espuma)	42,6	66 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> (placa) 0,60 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> (espuma)	Não determinado		Constituído de placas corrugadas de polietileno expandido colocadas lado a lado, intercaladas por placas de espumas de poliuretano. O uso de espumas permite maior retenção de microrganismos de baixo crescimento específico no sistema, favorecendo o estabelecimento de nitrificantes. O meio suporte ainda está em estágio de desenvolvimento para o uso em FBPs.

## 2.6 Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

### 2.6.1 Uso de reatores UASB no tratamento de esgoto doméstico

Os reatores anaeróbios de manta de lodo, denominados de forma consagrada por reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), são sistematicamente contemplados em estudos para seleção de alternativas de sistemas de tratamento de esgotos no Brasil. Assim, o reator UASB é uma das principais tendências mundiais para o tratamento do esgoto doméstico como primeira etapa do tratamento biológico em uma ETE (VAN LIER *et al.*, 2008). Tal contexto possui maior importância para regiões de clima quente.

Como exemplo da disseminação do uso de sistemas anaeróbios pode ser citada a sua aplicação em países em desenvolvimento o Brasil, Colômbia, Índia e México. Estes países possuem estações de tratamento de esgotos (ETE) que utilizam reatores UASB operando em escala plena para populações equivalentes de 1.000 a 1.000.000 de habitantes (ALAERTS *et al.*, 1993; MONROY, *et al.*, 2000, CHERNICHARO, 2006). A Figura 2.8 apresenta o incremento gradual no número de reatores anaeróbios de alta taxa, a partir da década de 70.

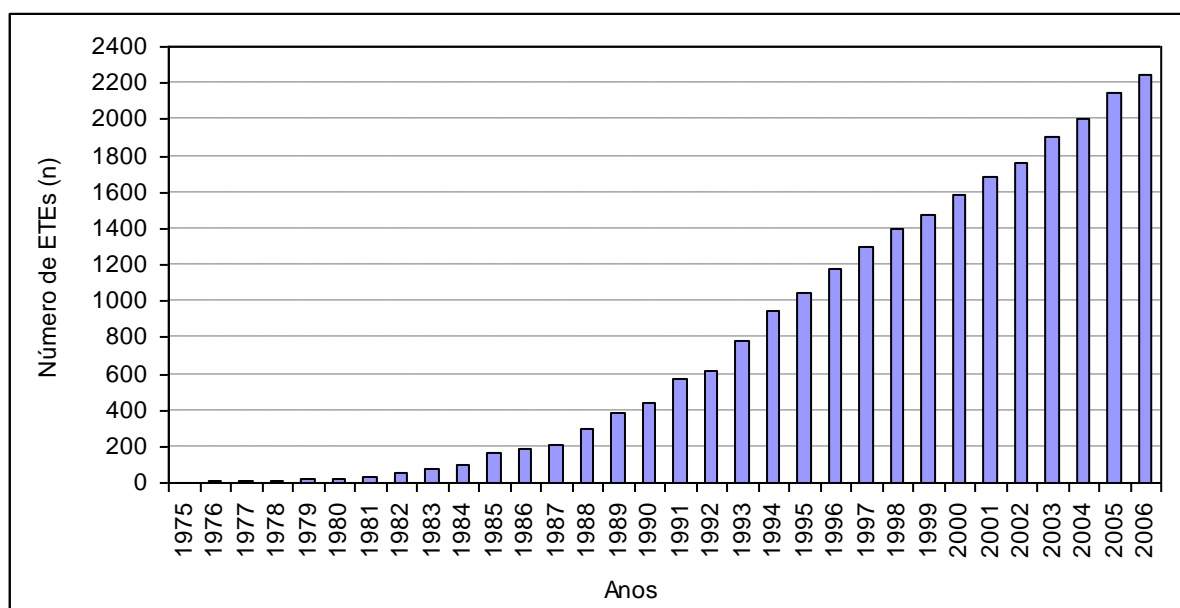


Figura 2.8. Incremento gradual no número de reatores anaeróbios de alta taxa em um cenário mundial (período: 1975-2006). Fonte: van Lier *et al.* (2008).

A Tabela 2.15 mostra as condições operacionais e concentrações de alguns constituintes em efluentes de reatores UASB recebendo esgotos domésticos. Em sistemas de escala plena, com CO aplicadas entre 1,0 e 2,2 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, e tempos de detenção hidráulica (TDH) entre 7,0 e 10 horas, as concentrações médias efluentes do UASB via de regra apresentam-se em torno de 50-100 mgDBO.L<sup>-1</sup>, 150-250 mgDQO.L<sup>-1</sup> e 60-100 mgSST.L<sup>-1</sup>. Para sistemas em escala de demonstração e piloto, a mesma faixa de concentrações efluentes pode ser obtida, embora os TDHs tenham sido menores do que aqueles aplicados para sistemas em escala plena. Neste caso, as condições de mistura e contato biomassa/substrato são fatores de relevância.

A consolidação do uso de reatores UASB deve-se principalmente à simplicidade operacional, ao baixo custo de implantação e operação, baixo ou nenhum consumo de energia, bem como à baixa produção de lodo no sistema. Ademais, a boa adaptação de sistemas anaeróbios aos locais de clima quente contribui para a crescente aplicabilidade de reatores UASB como mencionado anteriormente.

Outros aspectos fundamentais que contribuem para o uso de reatores UASB são:

- O sistema é mais eficiente em termos de remoção de matéria orgânica quando comparado aos decantadores primários. Decantadores primários são responsáveis pela remoção em torno de 25 a 35% da demanda bioquímica de oxigênio, enquanto que para reatores anaeróbios a eficiência de remoção de DBO situa-se entre 60 e 75% (VON SPERLING, 2005).
- O reator pode funcionar como um tanque de equalização, além de exercer um papel fundamental na remoção da matéria orgânica presente no esgoto bruto, em torno de 70% (KASSAB *et al.*, 2010). *Tal aspecto contribui inclusive para as simplificações de sistemas UASB/FBP propostas na presente tese.*
- Aproveitamento energético do biogás (p.ex.: cogeração de energia e calor) para desaguamento e desinfecção de lodo, possibilitando uma auto-suficiência em termos de energia elétrica para alimentação desta etapa do gerenciamento do lodo (LOBATO, 2011).

Embora os sistemas anaeróbios possuam vantagens, os efluentes produzidos por reatores UASB podem não ser capazes de atender consistentemente à padrões de lançamento de efluentes menos restritivos. O cumprimento de padrões de qualidade estabelecidos para DBO, DQO e SST dependerá basicamente dos parâmetros de projeto adotados e/ou de boas práticas de operação do sistema, principalmente associados ao gerenciamento do lodo.

Para o contexto da presente pesquisa, importantes aspectos podem ser extraídos das experiências apresentadas na Tabela 2.15:

- Reatores UASB em escala plena parecem ser capazes de remover grande parte da matéria orgânica presente no esgoto doméstico, produzindo efluentes com concentrações de DBO e SST abaixo de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ , em sistemas com TDH entre 8 e 10 horas.
- Para sistemas em escala de demonstração (aplicáveis a pequenas comunidades, acima de 300 habitantes), assume-se a mesma tendência observada para sistemas em escala plena. Contudo, os TDHs podem situar-se em uma faixa entre 7 e 10 horas. Tal aspecto pode contribuir para a otimização de sistemas aplicados à pequenas comunidades.
- As concentrações efluentes de N-amoniaco pós-UASB tendem a ser maiores do que as concentrações observadas no esgoto bruto. Em geral, as concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  tendem a serem maiores que  $20 \text{ mgN.L}^{-1}$ .
- Considerando o potencial de remoção de matéria orgânica de reatores UASB, a etapa de pós-tratamento pode ser definida como uma etapa de *polimento* dos efluentes, devendo assumir a função precípua de remoção de constituintes não removidos na etapa anaeróbia, como o N-amoniaco, surfactantes e entre outros.

Tabela 2.15. Condições operacionais, concentrações médias afluentes e efluentes de DBO, DQO, SST e N-amoniaco para reatores UASB tratando efluentes de origem doméstica.

Escala	Condições operacionais				Carga Aplicada kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	Concentrações afluentes				Concentrações efluentes [eficiência de remoção - %]				Referência
	Q <i>aff</i> (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )	Volume (m <sup>3</sup> )	TDH (h)	Temp °C		DBO mg.L <sup>-1</sup>	DQO mg.L <sup>-1</sup>	SST mg.L <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N mg.L <sup>-1</sup>	DBO mg.L <sup>-1</sup>	DQO mg.L <sup>-1</sup>	SST mg.L <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N mg.L <sup>-1</sup>	
Plena	-	-	8-9	-		371	715	289	-	98 [74]	251 [65]	85	-	Oliveira (2006) <sup>1</sup>
Plena	10738	3848	8,6	14-30	1,2	150	447	229	17	51 [66]	169 [62]	83	20	Harada (2004)
Plena	8640	4000	11,1	22,6	1,3	194	615	312	25	37 [81]	117 [81]	50	-	Mansur Aisse (2002)
Plena	480	336	16	23	0,5	153	324	-	-	92 [40]	207 [36]	-	28	Collivignarelli <i>et al</i> (1990)
Plena	320	120	9	21-25	0,9	155	320	167	-	31 [80]	96 [70]	35	-	Vieira (1988)
Demonstração	256	64	6	25	2,2	74	545	120	-	25 [66]	120 [78]	30	-	Kooijmans <i>et al</i> (1986)
Demonstração	48	20	10	15-16	1,0	-	431	128	-	69 [-]	220 [49]	51	-	De man e Lettinga (1987)
Demonstração	69	22,0	7,7	25,0	1,4	266	455	213	24	96 [64]	182 [60]	48	27,5	Frade (2003)
Piloto	0,64	0,16	6,0	25,0	1,6	157	393	138	32	51 [68]	161 [59]	56	39	Machdar <i>et al</i> (2000)
Piloto	4,60	1,15	6,0	20-25	2,1	240	532	262	21	78 [68]	195 [63]	66	25	Tandukar <i>et al</i> (2005)
Piloto	6,00	2,0	8	23	1,7	305	581	318	18	49 [84]	160 [72]	95	22	Mansur Aisse (2002)
Piloto	1,70	0,40	5,6		2,2	301	513	212	-	74 [75]	119 [77]	25	-	Pontes (2003)
Piloto	2,40	0,40	4,0	22,3	4,0	263	666	125	-	71 [73]	234 [65]	39	-	Nascimento (2001)
Faixa de operação/concentrações <sup>a</sup>	-	-	<b>5,6-11,1</b>	<b>14-30</b>	<b>1,0-2,2</b>	<b>150-370</b>	<b>430-700</b>	<b>130-320</b>	<b>17-32</b>	<b>31-100</b> <b>[65-80]</b>	<b>120-250</b> <b>[65-80]</b>	<b>60-100</b>	<b>20-40</b>	

<sup>a</sup> As faixas de operação e concentrações consideram valores típicos observados.

<sup>1</sup> A concentração dos efluentes para a referência citada baseou-se na média aritmética de dados operacionais de 208 ETEs localizadas nos estados de Minas Gerais e São Paulo.

\* Definiu-se como escala de piloto e de demonstração as ETEs com o equivalente populacional abaixo de 50 e 1000 habitantes, respectivamente



## **2.6.2 Necessidade do pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: uma breve abordagem sobre a remoção de nitrogênio**

Especificamente, uma das necessidades de utilização de uma etapa de pós-tratamento aeróbio decorre de que a remoção de compostos nitrogenados inorgânicos não é observada em sistemas anaeróbios, com exceção do processo Anammox. Portanto, em processos convencionais de tratamento de esgotos é de grande importância a inserção de uma etapa aeróbia no sistema, tendo em vista que a nitrificação não ocorre na ausência de oxigênio.

Em geral, a faixa de concentração de N- amoniacal nos esgotos sanitários predominantemente domésticos situa-se entre 20 e 35 mgN.L<sup>-1</sup>, com um valor típico de 25 mgN.L<sup>-1</sup> (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; VON SPERLING, 2005). Dessa forma, apenas o uso da unidade anaeróbia no tratamento secundário dos esgotos revela comprometimentos para os casos em que a concentração de amônia no esgoto bruto se aproxime dos respectivos valores. Cabe ressaltar que as concentrações de N-amoniacal tendem a aumentar em aproximadamente 30% após o pré-tratamento em etapa anaeróbia. Para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por reatores com biofilme a combinação reator UASB/FBP vem sendo bastante aceita em casos onde existe a necessidade de utilização de processos aeróbios *compactos* como alternativa de complementação da eficiência global do tratamento.

## **2.7 Filtro biológico percolador como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**

Filtros biológicos percoladores (FBP) são apresentados como uma excelente alternativa para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, principalmente em função da simplicidade operacional e capacidade de atendimento a padrões de lançamento mais flexíveis. Para pequenas comunidades, a simplicidade operacional é um aspecto de grande importância, e os sistemas compactos UASB/FBP parecem ser uma adequada alternativa para regiões onde a construção e a disponibilidade de mão-de-obra para a operação de sistemas de tratamento de esgotos são limitantes. Quando a nitrificação passa a ser uma demanda atribuída aos sistemas aos FBP pós-UASB, alguns parâmetros de projeto devem ser revistos, principalmente em relação às cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas. Os itens a seguir apresentam experiências com sistemas UASB/FBP, objetivando a obtenção de parâmetros de projeto para a remoção de N-amoniacal com o uso destes sistemas.

### 2.7.1 Desempenho de FBPs operando como pós-reatores UASB

A Tabela 2.16 apresenta experiências de FBPs como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com vistas à discussão dos aspectos operacionais e de projeto capazes de promover a remoção de N-amoniaco e matéria orgânica ao nível desejado.

Para meios suportes com biomassa superficialmente aderida (meios plásticos e leitos de pedra), os melhores desempenhos foram geralmente associados à baixas COV aplicadas, entre 0,07 e 0,13 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Nesses casos, as eficiências de remoção de N-amoniaco estiveram entre 50 e 70%, considerando TAS extremamente reduzidas (p.ex.: 5,0 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Em sistemas com COV variando de 0,30 a 0,90 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, a eficiência de remoção esteve em torno de 3 e 10%. Portanto, a nitrificação em FBPs pós- UASB parece ocorrer em condições de baixa COV (< 0,20 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>). Em geral, os FBPs pós-UASB considerados não apresentaram remoções de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N elevadas, um aspecto associado às elevadas COV aplicadas (> 2,0 gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>).

Para meios suportes com retenção de biomassa intersticial (sistema DHS), foram observadas remoções de N-amoniaco de 80%, com uma COV em torno de 0,21 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> (KASSAB *et al.*, 2010). Portanto, o FBP preenchido com meio suporte baseado em espumas de poliuretano parece garantir um maior desempenho em termos de remoção de N-amoniaco, mesmo com COVs aplicadas em faixas nas quais os FBPs preenchidos com meios plásticos ou leito de pedras produziram eficiências de remoção em torno de 50%. Tal fato pode ser em parte explicado pelas 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.*, 2006).

Quanto às concentrações efluentes de DBO e SST, pode ser destacado o desempenho dos sistemas DHS, que, por sua vez, apresentam concentrações médias de DBO efluente abaixo de 10 mgDBO.L<sup>-1</sup>, sem o uso de uma etapa de decantação. As concentrações médias de SST, na maior parte dos casos, estão abaixo de 20 mgSST.L<sup>-1</sup>. Assim como para a remoção de amônia, a maior idade do lodo pode ser um fator para a remoção de matéria orgânica no sistema DHS. Para COV aplicadas até 0,40 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, Almeida *et al.* (2009) observou resultados promissores com sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários. Tais resultados são discutidos em Almeida *et al.* (2011) e na presente tese (item 2.7.2).

Em termos de taxas de remoção de N-amoniaco superficiais (por m<sup>2</sup> de meio suporte) e volumétricas (por m<sup>3</sup> de reator), as faixas observadas para os sistemas investigados via de regra estiveram em torno de 0,14-0,64 gN.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 0,01-0,05 kgN.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 2.16). Tais valores são semelhantes aos observados para FBPs pós-decantadores primários (Tabela 2.12). Portanto, considerando FBPs pós-reatores UASB os parâmetros utilizados para o dimensionamento de FBPs pós-decantadores secundários para a remoção de N-amoniaco podem ser tomados como ponto de partida, ainda que a presença de sulfetos de CH<sub>4</sub> possam ser fatores para a inibição da nitrificação em FBPs pós-UASB. O potencial inibidor de sulfetos e CH<sub>4</sub> no processo de nitrificação são discutidos em Aesoy *et al.* (1998) e Hatamoto *et al.* (2011), respectivamente.

Tabela 2.16. Principais características e desempenhos de FBP's pós-reactores UASB.

Características operacionais				Características do FBP			Concentrações afluentes ao FBP			Concentrações efluentes ao FBP [eficiência de remoção - %]			Taxa de remoção de N-amoniacoal		Referências	
Vazão	CO aplicadas		TAS	Temp	altura	Volume	Meio suporte	DBO <sub>5</sub>	SST	NH <sub>3</sub>	DBO <sub>5</sub>	SST	NH <sub>3</sub>	Superficial		Volumétrica
m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	gDBO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	°C	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>2</sup> m <sup>-3</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	gN.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	kgN.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	
69,12	0,68	13,70	13,6	21-23	1,9	9,7	Escória (50)	96	75	30	42 [56]	34	26 [13]	0,57	0,03	Cristiano Frade (2003)
69,12	0,68	13,70	13,6	20-26	1,9	9,7	Escória (50)	96	48	29	32 [67]	22	28 [3]	0,14	0,01	Cristiano Frade (2003)
69,12	0,31	6,28	13,6	18-27	1,9	9,7	Escória (50)	44	35	23	23 [48]	14	19 [17]	0,57	0,03	Cristiano Frade (2003)
6,00	0,42	8,36	21,2	17-21	4,0	1,1	Brita nº4 (50)	78	64	21	37 [53]	26	18 [14]	0,32	0,02	Mansur Aisse (2002)
9,00	0,33	6,43	32,1	23-24	4,0	1,1	Brita nº4 (50)	40	50	21	18 [55]	23	17 [19]	0,64	0,03	Mansur Aisse (2002)
0,54	0,13	-	5,6	19-21	2,1	0,2	Plástico (143,5)	-	-	30	-	-	15 [50]	0,27	0,04	Rodriguez Victoria (2006)
0,30	0,07	-	3,1	-	2,1	0,2	Plástico (143,5)	-	-	35	-	-	10 [71]	0,25	0,04	Rodriguez Victoria (2006)
17,2	0,44	8,72	20	25	2,5	2,2	Escória (50)	55	67	26	35 [36]	73	23 [23]	0,48	0,02	Almeida <i>et al.</i> (2009)
8,6	0,22	4,44	10	25	2,5	2,2	Escória (50)	56	91	22	23 [62]	42	11 [47]	0,87	0,04	Almeida <i>et al.</i> (2009)
8,6	0,23	2,92	10	25	2,5	2,2	Anéis (80)	59	91	22	34 [42]	48	16 [28]	0,30	0,02	Almeida <i>et al.</i> (2009)
500	0,21	-	21,1	14-30	5,3	125,6	DHS 4 (-)	53	50	25	6 [89]	13	5 [80]		0,08	Kassab <i>et al.</i> (2010) <sup>2</sup>
72,00	0,89	11,26	63,7	14	7,0	7,9	Anéis (80)	99	-	30	32 [68]	-	27 [10]	0,34	0,03	Collivignarelli <i>et al.</i> (1990)
7402	0,45	8,97	8,7	-	2,7	2309,3	Brita nº4 (50)	~ 140	140	36	30 [79]	-	21 [42]	0,96	0,05	Sanepar
-	<b>0,07-0,70</b>	<b>2,9-14</b>	<b>5,6-32</b>	<b>14-27</b>	<b>1,9-5,3</b>	-	-	<b>44-140</b>	<b>35-140</b>	<b>21-36</b>	<b>23-42</b> <b>[48-89]</b>	<b>13-34</b>	<b>5-28</b> <b>[3-80]</b>	<b>0,14-0,64</b>	<b>0,01-0,08</b>	Faixa de operação/concentrações <sup>3</sup>

## Notas:

- As experiências acima apresentadas contemplam algumas fases dos experimentos realizados em cada pesquisa
- Os sistemas hachurados em cinza não cumpriram o padrão de lançamento para N-amoniacoal (20mgN.L<sup>-1</sup>), em termos de valores médios.
- Para o sistema Sanepar, foi considerada uma concentração de 140mgDBO.L<sup>-1</sup>, uma vez que a concentração de DBO informada se diferenciava consideravelmente da concentração de SST.
- DHS 4: "Curtain-type". Sistema Downflow Hanging Sponge (DHS): meio suporte baseado em espumas poliuretano.

**Sistemas UASB/FBP aplicados a pequenas comunidades.** Almeida *et al.* (2009) testaram configurações de sistemas UASB/FBP compactos tratando esgoto doméstico, em que cada FBP foi preenchido com um tipo de material suporte. O estudo foi basicamente delineado sob a perspectiva da remoção de matéria orgânica, e avaliação de condições operacionais necessárias para a remoção de N-amoniaco em FBPs pós-UASB. São apresentados sistemas operando com meios suportes convencionais (p.ex.: escória e anéis plásticos) e meios inovadores (sistema DHS, *Rotopack* e *Rotosponge*).

Em geral, as COVs aplicadas variaram de 0,29 a 0,50 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, e as TAS utilizadas estiveram entre 13 a 21 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Embora as COV aplicadas ao FBP-*Rotosponge* (0,51 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) tenham sido ligeiramente maiores do que aquelas aplicadas FBP-*Rotopack* (0,46 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>), foi observado que as concentrações de DBO e DQO no efluente final do sistema UASB/FBP-*Rotosponge* mantiveram-se razoavelmente em um mesmo nível. A remoção de N-amoniaco não ocorreu de forma satisfatória (entre 20 e 30%). Portanto, o uso de espumas de poliuretano pode ter contribuído sobremaneira para a manutenção da qualidade do efluente final em termos de matéria orgânica, contudo, as COVs aplicadas (entre 0,30 e 0,60 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) ainda foram elevadas para promover a remoção de amônia.

Nos sistemas em que as COVs estiveram entre 0,18 a 0,27 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> observou-se eficiências de remoção de N-amoniaco em torno de 40 a 60%. Tais desempenhos foram observados para os FBP-*escória* e FBP-*DHS*. Os sistemas com FBPs preenchidos por meios plásticos (anéis plásticos e conduíte) apresentaram menores desempenhos, com eficiências de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, entre 15 e 40%. Portanto, o uso de meios plásticos apresentando maiores áreas superficiais específicas parece não atribuir melhorias de desempenho ao FBP pós-UASB para a remoção de N-amoniaco, em condições de baixa TAS (~ 10 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). O aproveitamento da área superficial específica pode ser um fator.

Foi observada ainda a influência de sazonalidades no desempenho do sistema. Quando as COV estiveram entre 0,27 e 0,38 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> observou-se que a remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N foi consideravelmente reduzida em todos os sistemas (de 40-60% para 20-30%). Assim sendo, tais variações devem ser consideradas, e estratégias operacionais como a recirculação do efluente final, bem como a investigação da confiabilidade e da estabilidade do sistema deve ser um importante foco para o aprimoramento da tecnologia.

Adicionalmente, como mostra a Figura 2.9, com o aumento das cargas de sólidos a partir de  $0,20 \text{ kgSST.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  as concentrações de nitrato reduziram-se aproximadamente de  $10 \text{ mgN.L}^{-1}$  para valores abaixo de  $4 \text{ mgN.L}^{-1}$ , indicando um considerável impacto do aporte de componentes particulados sobre a nitrificação. Ainda que as variações nas concentrações de  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  não possam ser unicamente explicadas pelo aumento da carga de sólidos (elevada dispersão entre as variáveis), o gerenciamento do lodo nos reatores UASB pode assumir um importante papel, no que se refere à nitrificação em FBPs pós-reatores UASB. O aumento das concentrações de sólidos no efluente podem induzir à limitações de transferência de massa de compostos solúveis para o biofilme (SÄRNER e MARKLUND, 1984) e intensificar a competição entre micro-organismos nitrificantes e heterótrofos (FIGUEROA e SILVERSTEIN, 1992), caso os materiais particulados fiquem retidos no reator.

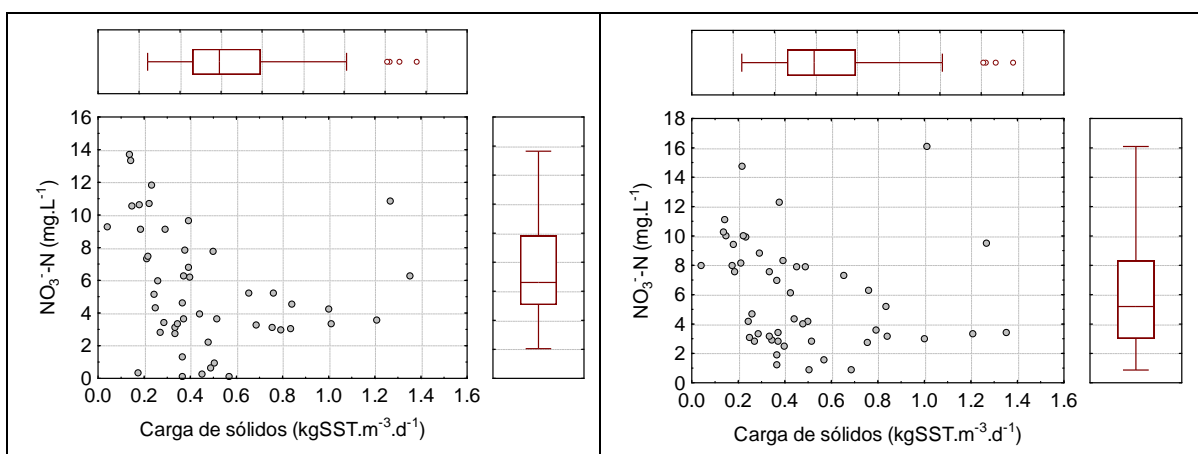


Figura 2.9. Influência de carga de sólidos nas concentrações de nitrato efluentes em sistemas UASB/FBP-DHS (a) e (b) UASB/FBP-Escória. (dados não publicados).

Considerando os resultados experimentais, o estudo recomenda que as COV aplicadas aos FBPs pós-UASB estejam abaixo de  $0,24 \text{ kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  para remoções de N-amoniaco em torno ou acima de 50%. Contudo, a sazonalidade de COV aplicadas nos FBPs devem ser observadas. Em termos da carga de sólidos, as maiores concentrações de  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  foram observadas quando as cargas de sólidos estiveram próximas de  $0,2 \text{ kgSST.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ .

**Processo de nitrificação e operação de sistemas UASB/FBP sem a etapa de decantação secundária.** Com o uso de baixas COV aplicadas aos FBPs, os sistemas UASB/FBP passaram a atender os padrões de lançamento de DBO, DQO e SST sem o uso de decantadores secundários. Neste sentido, parece que as condições operacionais requeridas para o processo

de nitrificação podem induzir à simplificação operacional do sistema, com a eliminação dos decantadores secundários. Tal aspecto é tratado a seguir.

### **2.7.2 Sistema UASB/FBP operando sem etapa de decantação secundária**

Os sistemas UASB/FBP de alta taxa têm mostrado boa capacidade de remoção de DBO, DQO e SST, apresentando concentrações efluentes geralmente abaixo dos padrões de lançamento, como mostram os resultados apresentados por Cristiano Frade (2003) e Mansur Aisse (2002). Tendo em vista que o sistema UASB/FBP produz consistentemente efluentes em conformidade com a legislação, recentes pesquisas têm sido direcionadas à avaliação do sistema sem o uso de uma etapa de decantação secundária (SILVA e GONÇALVES, 2005; PONTES e CHERNICHARO, 2006). Os itens a seguir pretendem avaliar as faixas de operação de sistemas UASB/FBP que indicaram a desnecessidade de uso de decantadores secundários, a partir de resultados em escala piloto, escala de demonstração e escala real.

#### 2.7.2.1 Estudos em escala piloto

Silva e Gonçalves (2005) mostraram que FBPs pós-reatores UASB sem etapa de decantação secundária (vazão:  $0,85\text{m}^3.\text{d}^{-1}$ ), operando com COV de 0,8 a  $3,9\text{kgDQO}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  e TAS entre  $8,9$  e  $48\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , apresentaram praticamente 100% dos valores de SST abaixo de  $100\text{mgSST}.\text{L}^{-1}$ . Para concentrações de DQO, 90 a 100% dos valores estiveram abaixo de  $180\text{mgDQO}.\text{L}^{-1}$ . Os FBPs testados possuíam 1,50 m de altura útil, preenchidos com leito de pedras. Foi verificado que a variação de COV entre 0,8 e  $1,7\text{kgDQO}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  (TAS entre  $8,9$  e  $17,4\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) parecem ter produzido maior efeito nas concentrações efluentes de DBO, DQO e SST, enquanto que para COV aplicadas entre 2,5 e  $4,5\text{kgDQO}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  (TAS entre  $27,2$  e  $48,1\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) as concentrações efluentes de DQO não foram consideravelmente afetadas. Contudo, as diferentes COVs aplicadas parecem ter sido o resultado de diferentes cargas hidráulicas aplicadas aos FBPs.

Pontes e Chernicharo (2006) apresentaram resultados para um sistema UASB/FBP sem etapa de decantação (vazão:  $1,27\text{m}^3.\text{d}^{-1}$ ) preenchido com leito de pedras e altura útil de 1,90 m. Para TAS de  $25,1\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  e COV variando de 2,0 a  $3,1\text{kgDQO}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  as concentrações efluentes médias foram de  $43\text{mgDBO}.\text{L}^{-1}$ ,  $115\text{mgDQO}.\text{L}^{-1}$ , e  $54\text{mgSST}.\text{L}^{-1}$ . Neste caso, 85 % das concentrações de DBO estiveram abaixo de  $60\text{mgDBO}.\text{L}^{-1}$ , 90 % dos valores de DQO estiveram abaixo de  $180\text{mgDQO}.\text{L}^{-1}$  e 75 % dos valores de SST estiveram abaixo de 60

mgSST.L<sup>-1</sup>. A Tabela 2.17 apresenta uma síntese de alguns dos resultados obtidos por Silva e Gonçalves (2005) e Pontes e Chernicharo (2006).

Tabela 2.17. Desempenho de Sistemas UASB/FBP operando sem etapa de decantação secundária.

COV aplicada (kgDQO/m <sup>3</sup> .d)	Concentrações efluentes			Eficiência global (UASB/FBP) (%)			Referência
	(mgDBO.L <sup>-1</sup> )	(mgDQO.L <sup>-1</sup> )	(mgSST.L <sup>-1</sup> )	DBO	DQO	SST	
0,8 - 2,3	-	≤ 130	≤ 100	-	≥ 66	≥ 75	Silva e Gonçalves (2005)
2,0 - 3,1	43	115	54	86	78	73	Pontes e Chernicharo (2006)

Silva e Gonçalves (2005):

Esg. Bruto: 388 mgDQO.L<sup>-1</sup>; 410 mgSST.L<sup>-1</sup>; Efl. UASB (TDH 7h): 137 mgDQO.L<sup>-1</sup>; 67 mgSST.L<sup>-1</sup>.

Pontes e Chernicharo (2006):

Esg. Bruto: 315 mgDBO.L<sup>-1</sup>; 524 mgDQO.L<sup>-1</sup>; 206 mgSST.L<sup>-1</sup>. Efl. UASB (TDH 5,6h): 63 mgDBO.L<sup>-1</sup>; 139 mgDQO.L<sup>-1</sup>; 32 mgSST.L<sup>-1</sup>

A partir dos estudos em *escala piloto* dois importantes aspectos foram observados:

- Considerando os resultados apresentados em escala piloto, COV entre 0,8 e 3,1 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e TAS entre 8,9 e 48 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> parecem ser condições operacionais adequadas para manter as concentrações efluentes do sistema UASB/FBP abaixo de 60 mgDBO.L<sup>-1</sup>, 180 mgDQO.L<sup>-1</sup>, 100 mgSST.L<sup>-1</sup>.
- Em ambos os sistemas, foram observadas baixas concentrações de matéria orgânica nos efluentes dos reatores UASB (concentrações médias em torno de 63 mgDBO.L<sup>-1</sup>; 115-137 mgDQO.L<sup>-1</sup> e 32-67 mgSST.L<sup>-1</sup>), principalmente em relação às concentrações de SST.

#### 2.7.2.2 Estudos em escala de demonstração

Uma pesquisa com sistemas UASB/FBP em escala de demonstração (população equivalente: 300 a 500 hab) vêm confirmando tendências positivas de uso dos sistemas UASB/FBP sem a necessidade de inclusão de uma etapa de decantação secundária (Almeida *et al.*, 2011). Neste estudo, o TDH no reator UASB foi de 7 horas. Nos FBPs (preenchidos com diferentes meios suportes), as TAS variaram de 10 a 20 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e as COV médias estiveram entre 0,26 e 0,44 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. As concentrações efluentes estiveram consistentemente abaixo de 50 mgDBO.L<sup>-1</sup>, 150 mgDQO.L<sup>-1</sup> e 80 mgSST.L<sup>-1</sup> em praticamente 100% dos casos para os FBPs preenchidos com escória de alto-forno, conduíte e sistema DHS.

Os resultados demonstram ainda que o uso de material suporte com maior área superficial específica não promoveu melhorias de desempenho ao sistema UASB/FBP. Tal aspecto tem sido semelhantemente reportado em pesquisas realizadas com FBP pós-decantadores



primários recebendo cargas orgânicas volumétricas (COV) abaixo de  $1,0 \text{ kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2003). O sistema UASB/FBP-DHS obteve as menores concentrações medianas de DQO e SST ( $72 \text{ mgDQO.L}^{-1}$ ;  $40 \text{ mgSST.L}^{-1}$ ). Assim sendo, os materiais suportes com retenção intersticial da biomassa parecem promover melhorias de desempenho e possivelmente aumentar a confiabilidade do sistema UASB/FBP para a operação sem decantadores secundários. A retenção da biomassa no sistema DHS, bem como os mecanismos físicos que regem o fluxo de substratos no interior do reator podem ser significativamente diferentes em comparação aos demais sistemas de pós-tratamento investigados.

A partir do estudo em *escala de demonstração* três importantes aspectos foram observados:

- Para possibilitar a operação do sistema UASB/FBP sem o uso de clarificador secundário, as TAS foram mantidas entre 10 e  $20 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , e as COVs entre 0,25 e  $0,45 \text{ kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  em 50% a 80% dos casos. O desempenho dos sistemas considerando tais condições operacionais esteve em torno de 80%, sendo que o sistema UASB/FBP-(DHS) tende a apresentar melhor desempenho para concentrações de DBO e DQO (em torno de 90%).
- O aumento da área superficial específica não promoveu melhorias significativas de desempenho em FBP recebendo efluentes com baixas concentrações de matéria orgânica, e os materiais suportes com retenção intersticial da biomassa parecem promover melhorias de desempenho e possivelmente podem aumentar a confiabilidade do sistema UASB/FBP para a operação sem decantadores secundários.
- Mesmo com o uso de COVs acima do recomendado para a nitrificação, o sistema UASB/FBP possivelmente pode operar sem etapa de decantação secundária, considerando TAS entre 10 a  $20 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  e COV médias entre 0,26 e  $0,44 \text{ kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ .

### 2.7.2.3 Experiências em escala plena

Um sistema UASB/FBP dimensionado para tratar os efluentes de uma população de 60.000 habitantes (ETE laboreaux - Itabira/MG) tem apresentado concentrações de DBO, DQO e SST no efluente final, que, por sua vez, podem atender a padrões de lançamento previstos em legislações com maior flexibilidade, sem o uso de decantadores secundários. As características do sistema e as atuais condições operacionais impostas são apresentadas na Tabela 2.18.

Tabela 2.18. Principais características do sistema UASB/FBP – (leito de pedras) em escala plena.

Característica	Reatores UASB		Filtros biológicos percoladores (Pós-tratamento)	
	Atual	Fim de plano (1º estágio)	Atual	Fim de plano (1º estágio)
População equivalente (hab)	27.814	60.000	-	-
Vazão afluyente (m <sup>3</sup> /d)	5.900-8.829 (7.023)	14.558	2.950-4.414 (3.511)	7.294 (cada reator)
TDH (h)	10-15	8,0	-	-
COV (kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,14-0,50 (0,31)	0,80	0,06-0,15 (0,10)	0,60-0,70
TAS (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	-	-	7,3-11,4 (9,1)	14,0
Número de reatores	8		2	
Geometria	Retangular		Circular	
Dimensões (cada reator) (m)	21,7 × 6,2		Diâmetro: 22,5	
Profundidade (cada reator) (m)	4,50		2,50	
Volume útil (cada reator) (m <sup>3</sup> )	605		994	

\* Faixas de operação: percentis 10-90%. Valores entre parênteses: mediana.

As concentrações efluentes do sistema UASB/FBP-*Leito de pedras* estiveram abaixo de 50 mgDBO.L<sup>-1</sup>, 100 mgDQO.L<sup>-1</sup> e 50 mgDBO.L<sup>-1</sup> em praticamente 100% dos casos. Contudo, cabe ressaltar que o sistema ainda opera consideravelmente abaixo das condições de projeto. O reator UASB opera com um TDH de 10 a 15 horas, com COV em torno de 0,31 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Os FBPs operam com TAS em torno de 9 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, e COV entre 0,06-0,15 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, como apresentado na Tabela 2.18.

Embora tais resultados sejam ainda incipientes, a partir das experiências em *escala plena* três importantes aspectos foram observados:

- A combinação entre o uso de maiores TDHs para os reatores UASB e o adequado gerenciamento do lodo anaeróbio podem contribuir sobremaneira para a obtenção de efluentes com concentrações de matéria orgânica muito próximos ou abaixo de padrões de lançamento previstos em legislações ambientais brasileiras.
- A operação de reatores UASB com maiores TDHs (8,5 a 10 horas) pode ampliar a possibilidade de operação de FBPs pós-reatores UASB sem a necessidade de uma etapa de decantação secundária. Desta forma, a etapa de pós-tratamento seria prioritariamente destinada à remoção de outros constituintes, como o N-amoniaco. Cabe ressaltar que as COV aplicadas (entre 0,06-0,15 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) são compatíveis com as recomendações observadas na literatura para uma remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N acima de 75%.

#### 2.7.2.4 Lições extraídas das pesquisas e experiências com sistemas UASB/FBP operando sem etapa de decantação secundária

Com base nos resultados apresentados nos itens precedentes, observa-se uma notável tendência de que sistemas UASB/FBP possam operar sem a etapa de decantação secundária, em casos de aplicação de baixas TAS e COVs. Neste sentido, FBPs pós-reatores UASB dimensionados para a remoção combinada de matéria orgânica e N-amoniacal possivelmente poderiam operar sem o uso de decantadores secundários. As experiências com FBPs pós-decantadores primários e pós-reatores UASB indicam faixas de operação para a remoção de amônia entre 0,07-0,25 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e TAS entre 7 e 20 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

Em condições de baixas TAS e COV aplicadas nos FBP nenhum ganho expressivo foi obtido com o uso de materiais de enchimento de maior área superficial específica. A melhoria da qualidade do efluente final foi alcançada quando um meio suporte baseado em espumas de poliuretano (sistema DHS) foi utilizado no FBP pós-reator UASB. Neste caso, um menor efeito da variação de TAS (entre 10 e 20 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) e COV (entre 0,26 e 0,44 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) foi observado, em termos da qualidade do efluente final. Tal fato pode vir a reforçar a potencialidade de uso de espumas de poliuretano como material de enchimento, principalmente nos casos em que a operação sem decantadores secundários é desejada.

O adequado gerenciamento do lodo anaeróbio nesses sistemas certamente passa a ser uma condição de especial prioridade, uma vez que as concentrações de SST no efluente final do sistema UASB/FBP podem ser bastante influenciadas pelo aporte de sólidos advindos do reator UASB. Nesse sentido, as concentrações de SST no efluente do reator UASB devem estar confiavelmente abaixo de 100 mg.L<sup>-1</sup>.

Dada a relação entre o tempo de detenção do líquido no reator UASB e as concentrações efluentes de DBO, DQO e SST, o aumento do tempo de detenção hidráulica (TDH) de reatores UASB é uma questão a ser avaliada, nos casos em que o sistema opera sem o uso de decantadores secundários. O objetivo seria garantir menores concentrações efluentes em termos de matéria orgânica e uma maior estabilidade do efluente produzido pelo reator UASB, principalmente no que se refere à concentração de sólidos. A Tabela 2.19 apresenta uma síntese dos resultados obtidos nos estudos em escala piloto, escala de demonstração e escala plena.

Tabela 2.19. Síntese de condições operacionais e principais resultados obtidos nos sistemas em escala piloto, escala de demonstração e escala plena.

Sistema	Condições operacionais	Resultados preliminares
Escala piloto UASB/FBP - Leito de pedras	TDH <sub>UASB</sub> : 5,6 - 7,0 horas TAS <sub>FBP</sub> : 8,9 - 27,2 m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> COV <sub>FBP</sub> : 0,80 - 3,10 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Mesmo em condições de elevadas COV aplicadas nos FBPs as eficiências de remoção de DBO, DQO e SST estiveram entre 85, 66-80 e 75%.</li> <li>▪ Foram observadas baixas concentrações de SST no efluente do reator UASB (32-67 mgSST.L<sup>-1</sup>).</li> </ul>
Escala demonstração UASB/FBP-Escória de alto-forno UASB/FBP-Anéis plásticos UASB/FBP-DHS UASB/FBP-Conduíte	TDH <sub>UASB</sub> : 7,0 horas TAS <sub>FBP</sub> : 10-20 m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> COV <sub>FBP</sub> : 0,26 - 0,43 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> COV <sub>FBP</sub> : 0,55 - 1,40 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ As eficiências de remoção de DBO, DQO e SST estiveram em torno de 80%</li> <li>▪ Materiais de área superficial específica mais elevada parecem não ter atribuído melhor desempenho ao sistema UASB/FBP.</li> <li>▪ O aumento das COVs no sistema DHS parece não atribuir consideráveis impactos à qualidade do efluente final para DBO, DQO e SST.</li> <li>▪ As concentrações de SST efluentes do UASB estiveram abaixo de 100 mg.L<sup>-1</sup> (concentrações medianas entre 55 e 80 mg.L<sup>-1</sup>).</li> </ul>
Escala plena UASB/FBP – Leito de pedras	TDH <sub>UASB</sub> : 10-15 horas TAS <sub>FBP</sub> : 7,3 - 11,4 m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> COV <sub>FBP</sub> : 0,06 - 0,15 kgDBO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> COV <sub>FBP</sub> : 0,21 - 0,46 kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ As eficiências de remoção de DBO e SST estiveram em torno de 90% e 80% para DQO.</li> <li>▪ O TDH no reator UASB esteve elevado durante o período operacional, de forma que as concentrações efluentes de DBO, DQO e SST estiveram geralmente abaixo das concentrações observadas em outros sistemas.</li> <li>▪ As concentrações de SST estiveram entre 40 e 65 mg.L<sup>-1</sup>.</li> </ul>

## **2.8 Modelagem matemática de sistemas biológicos com biofilmes**

### **2.8.1 Apresentação**

“Um modelo matemático é a sistematização lógica sobre o entendimento conceitual de um problema realístico com o uso de ferramentas matemáticas” (WANNER *et al.*, 2006).

Considerando o conceito acima apresentado, vários modelos para sistemas com biofilmes foram desenvolvidos, variando de simples modelos semi-empíricos e analíticos aos modelos dinâmicos 3D. Em uma faixa de aplicabilidades, alguns modelos são de simples resolução, contudo, muitas vezes não são capazes de capturar importantes aspectos do sistema, mesmo em *macroescala* (remoção de substrato, acumulação e redução da biomassa). Sob outra perspectiva, modelos dinâmicos mais complexos (p.ex.: modelos dinâmicos em 3D) apresentam maior demanda computacional, e, portanto, são frequentemente utilizados para a compreensão de processos em *microescala* (estrutura, distribuição espacial de substratos e biomassa). Uma extensa revisão de modelos para a modelagem matemática de biofilmes é apresentada em Wanner *et al.* (2006).

A depender dos objetivos das investigações, simplificações são necessárias e fazem parte do processo de seleção e implementação de modelos. Portanto, “a regra de ouro” em modelagem matemática considera que “*um modelo deve ser tão simples quanto possível, e somente complexo quando necessário*”. Neste caso, a decisão por um modelo deve também ser compatibilizada com as informações as quais se deseja obter. Em alguns casos, o uso de modelos que apresentam maior complexidade é justificado por dificuldades de obtenção de dados relevantes, via ferramentas experimentais.

Este item apresenta algumas características de modelos matemáticos para análise de biofilmes. O objetivo é fundamentar a escolha do modelo apropriado, considerando os objetivos da presente tese. Adicionalmente, conceitos básicos sobre os mecanismos de transporte e transformação no interior de biofilmes essenciais para o desenvolvimento dos modelos são apresentados.

## 2.8.2 Escolha do modelo e representação de características do sistema

Os modelos para análise de biofilmes podem ser categorizados em função da complexidade associada. Em geral, os modelos matemáticos para biofilmes são classificados em quatro categorias: analíticos, pseudo-analíticos, numérico 1D (unidimensional) e numérico 2D e 3D (bi-dimensional ou tri-dimensional). As Tabelas 2.20 e 2.21 apresentam uma síntese sobre quatro importantes tipos de modelos para biofilmes, considerando as características representadas por cada um deles. As informações são baseadas em Wanner *et al.* (2006).

Tabela 2.20. Breve descrição dos modelos matemáticos para biofilmes.

Modelo matemático	Comentários sobre o modelo
Analítico	Usualmente utilizados em sistemas ' <i>steady-state</i> ' com um substrato limitante, desconsiderando a resistência externa para o transporte de massa. Uma vez que o uso da relação de Monod (natureza não linear) resulta na impossibilidade de obtenção de soluções analíticas, são utilizadas reações de ordem zero ou de primeira ordem. No caso de sistemas multi-espécies, a distribuição da biomassa deve ser um dado de entrada. Os micro-organismos podem também ser homoganeamente distribuídos no biofilme.
Pseudo-analítico	Utilizados em sistemas com um substrato limitante. Possibilita o uso da relação não-linear de Monod e a consideração da resistência externa ao transporte de massa. A inclusão de um balanço de massa para a biomassa, permite a determinação da espessura do biofilme em um sistema ' <i>steady-state</i> '. Pode ser aplicado em sistemas multi-espécies, com ajustes específicos (p.ex.: distribuição da biomassa como um dado de entrada).
Numérico unidimensional (1D)	Utilizados para sistemas multi-espécies e multi-substratos. As equações diferenciais parciais não-lineares são resolvidas numericamente, considerando interações mais realísticas entre as espécies de micro-organismos. Sistemas ' <i>steady-state</i> ' ou ' <i>non steady-state</i> ' podem ser investigados a partir deste modelo. São aplicados para estudos científicos (estrutura e função, e competição microbiana em biofilmes) ou aplicações em engenharia (obtenção de taxas de remoção de substratos). A principal limitação do modelo reside na possibilidade de determinação de gradientes em apenas uma direção (perpendicular ao meio de aderência). No entanto, nos casos em que não existem gradientes no seio líquido acima do biofilme, e as dimensões do meio suporte são maiores em ordens de magnitude em relação à espessura do biofilme a análise unidimensional é suficiente.
Numérico multidimensional (2D e 3D)	Utilizados para análises considerando heterogeneidades em estruturas geométricas e processos hidrodinâmicos no biofilme. Várias premissas assumidas em modelos uni-dimensionais (p.ex.: mistura completa do líquido no seio do reator, separação entre a matriz líquida e sólida, e densidade constante) não são necessariamente mantidas, embora todos os princípios físicos e biológicos para o transporte de massa e utilização de substratos sejam mantidos, como em um modelo 1D. A principal diferença entre modelos 1D e multidimensionais reside na forma de desenvolvimento da matriz sólida (poros e canais) e na dinâmica que a sua composição é simulada (advecção e difusão no domínio da matriz sólida). Tais modelos permitem a análise aprofundada (em microescala) de efeitos hidrodinâmicos no comportamento do biofilme e interações entre comunidades microbianas.

Obs.: A mais importante distinção entre os modelos 1d multiespécies analíticos, pseudo-analíticos e numéricos reside na forma em que a biomassa é distribuída no biofilme. A decisão pelo modelo pode influenciar sobremaneira os resultados obtidos (BOLTZ *et al.*, 2011).

Tabela 2.21. Modelos de biofilmes e as respectivas características representadas

Característica a ser descrita	Analítico	Pseudo-analítico	Numérico 1D	Numérico 2D e 3D
Desenvolvimento da biomassa no tempo	-	-	+	+
Estrutura de biofilmes heterogêneos	-	-	+ <sup>1</sup>	+
Múltiplos substratos	+ <sup>2</sup>	+ <sup>2</sup>	+	+
Múltiplas espécies de microorganismos	+ <sup>3</sup>	+ <sup>3</sup>	+	+
Aspectos hidrodinâmicos	- <sup>4</sup>	- <sup>4</sup>	- <sup>4</sup>	+

Adaptado de WANNER *et al.* (2006)

<sup>1</sup> Os gradientes de concentração perpendiculares ao meio suporte.

<sup>2</sup> A taxa de utilização de substrato máxima deve ser ajustada, uma vez que a concentração de substratos é baseada na estequiometria de reações bioquímicas.

<sup>3</sup> A distribuição de substratos e biomassa deve ser imposta *a priori*.

<sup>4</sup> Em sistemas com gradientes paralelos ao meio suporte (gradientes longitudinais), o regime em fluxo pistão pode ser aproximado pela combinação de uma série de reatores de biofilme com mistura completa (CMBR).

Um aspecto de grande importância mencionado na Tabela 2.20 refere-se à não linearidade de equações que utilizam a relação de Monod para descrever a síntese microbiana nos sistemas. Tal opção impossibilita as soluções estritamente analíticas, e nos casos de modelos multi-espécies, multi-componentes a aplicação de métodos numéricos pode ser extremamente vantajosa, no que se refere à resolução simultânea de equações não-lineares (STEEFEL e MacQUARRIE, 1996). A mais significativa característica dos modelos numéricos está associada à sua flexibilidade em considerar sistemas com múltiplos componentes que ainda requerem a solução de equações não-lineares.

### 2.8.3 Modelagem unidimensional de biofilmes (*microescala*)

Independentemente da complexidade atribuída a um determinado modelo de biofilme os sistemas baseiam-se em princípios físicos e biológicos semelhantes, em termos de transporte de massa e utilização de substratos. Os sistemas de biofilmes são constituídos por diferentes *compartimentos* (p.ex.: seio líquido do reator, camada de difusão, biofilme propriamente dito). Cada compartimento considera a presença de *componentes*, como diferentes espécies microbianas, substratos e produtos microbianos solúveis. Estes componentes, por sua vez, são submetidos a *transformações* (p.ex.: conversão de substratos), *transporte* (p.ex.: difusão molecular) e *processos de transferência* (p.ex.: movimentação da biomassa na matriz biológica). Todos estes mecanismos são sistematicamente inter-relacionados por meio de *balanços de massa*, que consideram *coeficientes físicos e cinéticos*, *taxas de reação* definidas para comunidades microbianas e *parâmetros estequiométricos* para cada componente. Os processos mencionados são discutidos em detalhes a seguir.

Em um biofilme ideal assume-se que o transporte de substratos ocorre apenas por difusão molecular, não havendo processos advectivos em poros e canais. Tal simplificação conduz a resultados razoáveis para os casos em que (WANNER *et al.*, 2006):

- O objetivo é representar quantidades globais e médias, mesmo em microescala;
- As dimensões do meio suporte são maiores que a espessura do biofilme em ordens de magnitude;
- Os gradientes longitudinais (paralelos ao meio suporte) são pouco representativos, em comparação aos gradientes transversais (perpendiculares ao meio suporte), e a concentração de um substrato é a mesma sobre toda a superfície acima da camada de difusão. Assim, as taxas, a densidade e a composição microbiana são representados por valores médios nos planos paralelos ao meio suporte (WANNER *et al.*, 2006; MORGENROTH, 2008).

**Compartimentos.** A Figura 2.10 apresenta os principais compartimentos de um sistema com biofilme, em sua forma simplificada. A configuração idealizada de biofilmes é essencialmente empregada na abordagem matemática de modelos analíticos, pseudo-analíticos e numérico unidimensional.

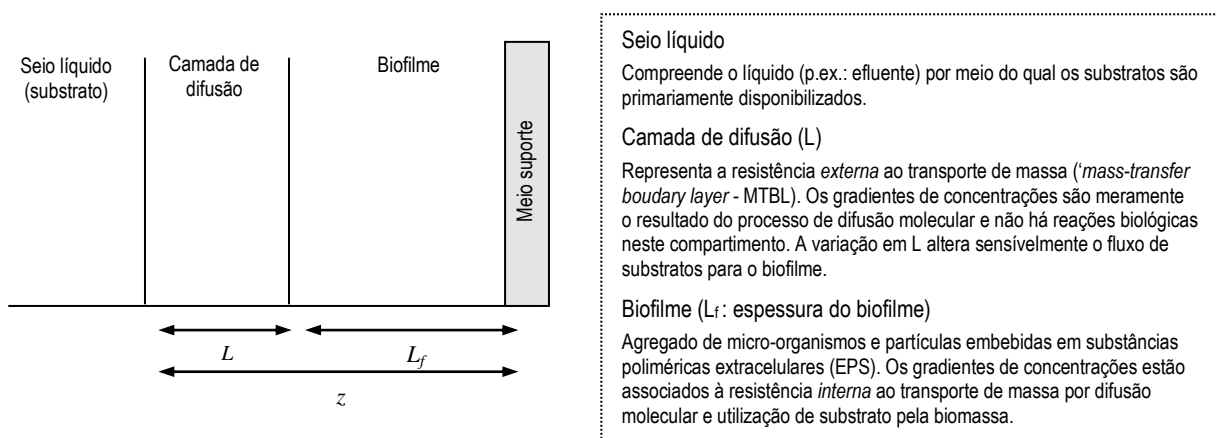


Figura 2.10. Configuração unidimensional de um biofilme idealizado.

Fonte: Adaptado de Rittmann e McCarty, 2001.



**Componentes, transporte e transformações.** Em um biofilme ideal os processos de *transformação*, *transporte* e a *acumulação* de componentes (ou substratos) solúveis são definidos por equações diferenciais parciais, como se segue:

$$\frac{\partial S_f}{\partial t} = D_f \frac{\partial^2 S_f}{\partial z^2} + \eta_j \quad (2.1)$$

Em que:

$S_f$	Concentração do componente em uma posição no biofilme ( $M_s.L^{-3}$ ).
$t$	Tempo (T)
$z$	Distância de uma posição no biofilme à superfície (L)
$D_f$	Coefficiente de difusão molecular do substrato solúvel no biofilme ( $L^2.T^{-1}$ )
$\eta_j$	Termo que representa as reações associadas aos processos biológicos ( $M_x.L^{-3}.T^{-1}$ ). O termo $\eta_j$ é representado pela combinação de coeficientes estequiométricos e taxas de reações em uma matriz de processos.

O termo ao lado esquerdo da equação representa a acumulação de um determinado substrato ou componente solúvel. O primeiro termo ao lado direito da equação define o transporte do substrato por difusão molecular para o interior do biofilme, a partir da segunda lei de Fick. O segundo termo representa as *transformações* ( $\eta_j$ ) para um componente solúvel  $S_j$ . Tais transformações são resultantes dos processos biológicos regidos pela estequiometria dos respectivos processos, bem como pelas taxas de reações associadas.

As transformações  $\eta_j$  representadas pelo conjunto de reações são expressas no modelo como uma matriz de processos, composta por coeficientes estequiométricos e taxas de reações associadas aos processos biológicos. Wanner *et al.* (2006) apresenta os critérios para a elaboração da matriz de processos e representação matemática do termo  $\eta_j$ . O Capítulo 8 apresenta em detalhes os processos de transformação de componentes solúveis considerados para a investigação dos FBPs avaliados no presente estudo.

A crucial diferença entre os sistemas de biomassa dispersa e sistemas com biofilme reside na forma como os substratos são disponibilizados à biomassa. No interior do biofilme não necessariamente a concentração do substrato é a mesma observada no seio do reator, como via de regra admite-se ocorrer em sistemas de biomassa dispersa. Dessa forma, as concentrações de substratos podem variar na profundidade da matriz de origem biológica, induzindo a uma

organização espacial dos micro-organismos em função da disponibilidade de substrato. Uma detalhada abordagem sobre a organização espacial de micro-organismos no interior do biofilme é apresentada em Rittmann e McCarty (2001).

Matematicamente, tal diferença é caracterizada pelo termo que representa o *transporte* de substratos em cada sistema. Em sistemas com biofilmes, o transporte de substratos se dá por *difusão molecular*, representado pela segunda lei de Fick. Em sistemas de biomassa dispersa o transporte se dá por *advecção*, como ocorre em um reator de mistura completa. A advecção é especialmente importante no contexto da presente tese em virtude dos domínios de modelagem definidos para os FBPs em análise (Capítulo 8).

Considerando a natureza da equação 2.1 (equação diferencial parcial de segunda ordem), a sua solução numérica requer *duas* condições de contorno. Tal solução é obtida entendendo o biofilme como um '*problema de valor de contorno*'. Como mostra a Figura 2.11, a condição de contorno 1 (eq. 2.2) está associada ao meio suporte, onde o fluxo de substrato é nulo (para meios suportes impermeáveis). A condição de contorno 2 (eq. 2.3) advém da continuidade na superfície do biofilme, onde a concentração  $S_s$  e  $S_f$  devem assumir o mesmo valor, partindo da fase líquida ou do biofilme. Tal condição está estritamente associada à resistência externa ao transporte de massa, representada pela primeira lei de Fick.

$$\frac{\partial S_f}{\partial z} = j_{z=0} = 0 \quad (2.2)$$

$$j = \frac{D}{L}(S - S_f) = D_f \frac{\partial S_f}{\partial z} = D \frac{\partial S}{\partial z} \quad (2.3)$$

Em que:

$j$	Fluxo de substrato solúvel para o biofilme ( $M_s \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$ )
$D$	Coefficiente de difusão molecular no líquido ( $M_s \cdot L^2 \cdot T^{-1}$ )
$L$	Espessura da camada de difusão (expressa a resistência à transferência de massa) (L)
$S$	Concentração do substrato no seio líquido ( $M_x \cdot L^{-3}$ )
$S_f$	Concentração do substrato na interface biofilme/líquido ( $M_x \cdot L^{-3}$ )

OBS.: O primeiro termo da Equação 2.3 ( $D/L$ ) representa a resistência à transferência de massa na superfície do biofilme associada à difusão molecular.

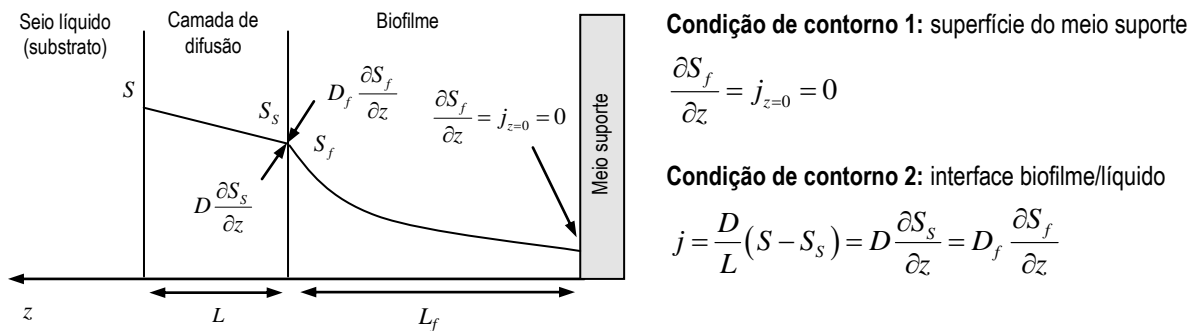


Figura 2.11. Condições de contorno tipicamente aplicadas a biofilmes aderidos a meios suportes impermeáveis, não reativos.

O transporte, o consumo e o acúmulo de substratos solúveis em um biofilme pode conduzir a três cenários distintos, conforme mostra a Figura 2.12. Em todos os cenários, os componentes solúveis encontram-se em um regime denominado, do termo em inglês, ‘*quasi-steady state*’, em comparação com o crescimento da biomassa. Tal fenômeno está associado à escala de tempo dos processos difusivos que ocorrem mais rapidamente em comparação ao crescimento da biomassa em ordens de magnitude (de  $10^{-2}$  a  $10^{-5}$  vezes). Tal aspecto possibilita expressivas simplificações na solução numérica das equações.

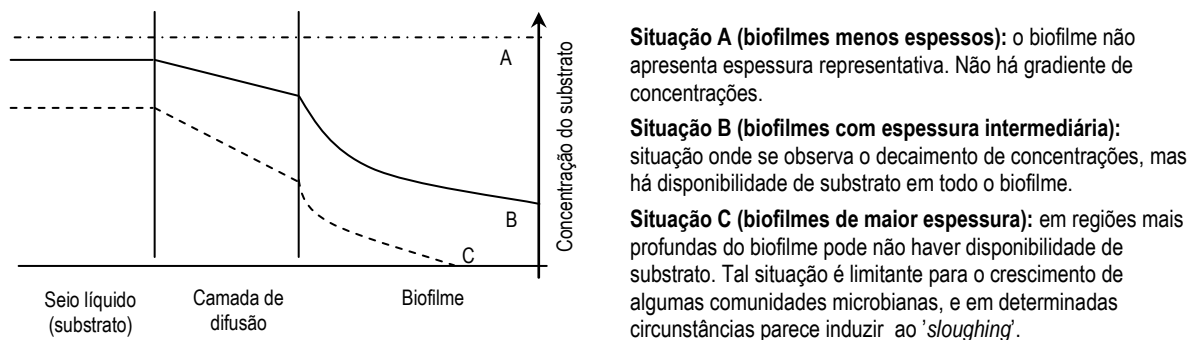


Figura 2.12. Apresentação esquemática do gradiente de concentrações de substratos em um biofilme. (Adaptado de Rittmann e McCarty, 2001).

Pelas significativas diferenças de escala temporal entre difusão de substrato e crescimento da biomassa os processos que ocorrem mais rapidamente, neste caso a difusão de substratos, podem ser aproximadamente descritos em estado estacionário (‘*steady-state*’) sem que a acurácia dos resultados seja comprometida (WANNER *et al.*, 2006). Assim, a Eq. 2.1 pode ser utilizada da seguinte forma, conforme em Merkey *et al.*, 2009:

$$0 = D_f \frac{\partial^2 S_f}{\partial z^2} + \eta_j \tag{2.4}$$

Assume-se que os componentes solúveis seguem um modelo em estado estacionário, enquanto que o biofilme propriamente dito (matriz sólida) é descrito segundo um modelo dinâmico definido pela conservação de massa de cada espécie ( $X_n$ ). Assim, os componentes sólidos variam no tempo (t) e no espaço (z) em função das transformações da biomassa, que, por sua vez são representadas pelo *balanço entre taxas de crescimento e decaimento microbiano* ( $\mu_j$ ), conforme descreve a equação 2.5.

$$\frac{\partial X_n}{\partial t} + \frac{\partial J_n}{\partial z} = \mu_j \quad (2.5)$$

Da mesma maneira que para  $\eta_j$ , as transformações associadas à biomassa ( $\mu_j$ ) são expressas em forma de uma matriz de processos. O fluxo de biomassa ( $J_n$ ), resultante de processos biológicos que resultam em expansão ou contração da matriz microbiana através de um plano qualquer paralelo ao meio suporte, depende da velocidade (v) e da concentração da biomassa ( $X_n$ ), de forma que

$$J_n = vX_n \quad (2.6)$$

Portanto, substituindo-se 2.6 em 2.5,

$$\frac{\partial X_n}{\partial t} + \frac{\partial (vX_n)}{\partial z} = \mu_j \quad (2.7)$$

Aplicando-se a regrada cadeia, tem-se

$$\frac{\partial X_n(z)}{\partial t} = \mu_j - v(z) \frac{\partial X_n(z)}{\partial z} - X_n(z) \frac{\partial v(z)}{\partial z} \quad (2.8)$$

Enquanto os componentes solúveis são transportados por difusão molecular, os componentes sólidos são transportados por advecção como parte integrante de uma matriz em movimento. Assim, o deslocamento da biomassa no biofilme é o resultado do crescimento e do decaimento microbiano, representado pelas transformações ( $\mu_j$ ) associadas à biomassa.

Para descrever a variação das concentrações de cada espécie ( $X_n$ ) ao longo do tempo observa-se pela Eq. 2.8 a necessidade de obtenção da velocidade da biomassa ( $v$ ) e a sua variação ao longo do biofilme [ $X_n(z)$ ]. A velocidade de movimentação da biomassa na extensão do biofilme ( $z$ ) é uma função da soma das *taxas de crescimento e decaimento microbiano* ( $\mu_j$ ). Portanto,

$$\frac{\partial v}{\partial z} = \sum \mu_j \quad (2.9)$$

Rearranjando a equação, tem-se

$$v(t, z) = \int_0^z \sum_1^{j=n} \mu_j dz \quad (2.10)$$

A espessura do biofilme em função do tempo é proporcional à velocidade da biomassa na superfície do biofilme, considerando os efeitos de desprendimento da biomassa

$$\frac{\partial L}{\partial t} = v(t, L) + \sigma \quad (2.11)$$

Em que  $\sigma$  representa a taxa de desprendimento da biomassa na superfície do biofilme ( $M.L^{-2}.T^{-1}$ ), do termo em inglês '*detachment*'. Wanner e Gujer (1986), Rittmann (1982), Rittmann (1989), entre outros apresentam formulações práticas para a descrição do processo de desprendimento. Contudo, os mecanismos que governam tal fenômeno são pouco conhecidos, e os dados experimentais ainda são de essencial importância para a validação das relações matemáticas utilizadas para a descrição do processo (BOLTZ *et al.*, 2011).

A ausência de uma abordagem matemática adequada para a descrição deste fenômeno pode limitar a confiabilidade e robustez de modelos utilizados na investigação de reatores com biofilme (BOLTZ *et al.*, 2011). Em geral, por simplicidade, são utilizadas equações simplificadas que consideram a taxa de desprendimento do biofilme como um processo de primeira ordem, considerando a espessura do biofilme (MERKEY *et al.*, 2009).

*Utilização de substratos.* A utilização de substratos por micro-organismos via de regra são representadas pela cinética que descreve a taxa de transformação de um substrato em reações enzimáticas. A cinética de tais reações são de grande interesse para processos bioquímicos de maior complexidade, tal como em processos biológicos de águas residuárias (RITTMANN e McCARTY, 2001). A expressão de Michaelis-Menten tem sido amplamente utilizada para representar taxas de utilização de substratos em sistemas biológicos (VON SPERLING, 1996).

Pela equação de Michaelis-Menten a utilização de um substrato em qualquer região do biofilme ocorre da seguinte forma:

$$r_{ut} = -\hat{q} \left( \frac{S_f}{K + S_f} \right) X_f \quad (2.12)$$

Em que:

$r_{ut}$	Taxa de utilização do substrato ( $M_s.L^{-3}.T^{-1}$ )
$q$	Taxa específica máxima de utilização do substrato ( $M_s, M_x.T^{-1}$ )
$S_f$	Concentração do substrato em uma posição no biofilme ( $M_x.L^{-3}$ )
$K$	Constante de saturação ( $M_s.L^{-3}$ )
$X_f$	Concentração de biomassa ativa em uma posição no biofilme ( $M_x.L^{-3}$ )

A equação 2.12 aplica-se independentemente do processo para o tratamento biológico de águas residuárias, seja nos casos de sistemas de biomassa dispersa ou em reatores com biofilme. Isto se deve ao fato de que a equação de Michaelis-Menten está associada apenas à assimilação do substrato disponibilizado aos micro-organismos, desconsiderando a forma como tal componente é transportado no sistema.

*Crescimento microbiano.* A expressão mais utilizada para descrever a taxa de crescimento microbiano é denominada *Equação de Monod* para um único substrato limitante, dada por

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K + S} \quad (2.13)$$

Considerando que  $\mu_{\max} = \hat{q}Y$ , tem-se

$$\mu = Y \frac{\hat{q}S}{K + S} X \quad (2.14)$$

Em que:

$\mu$	Taxa de crescimento específico devido à assimilação do substrato ( $T^{-1}$ )
$Y$	Coefficiente de produção celular ( $M_x, M_s, T^{-1}$ )
$q$	Taxa específica máxima de utilização do substrato ( $M_s, M_x, T^{-1}$ )
$S$	Concentração do substrato limitante ( $M_s, L^{-3}$ )
$K$	Constante de saturação ( $M_s, L^{-3}$ )
$X$	Concentração de biomassa ativa em uma determinada posição no biofilme ( $M_x, L^{-3}$ )

Quando múltiplos substratos são limitantes, a Equação de Monod pode ser estendida com vistas à considerar a influência de cada substrato na taxa de crescimento microbiano. Nestes casos, a taxa de crescimento específico pode ser descrita com uma expressão multiplicativa de Monod, dada pela Eq. 2.15 (BAE e RITTMANN, 1995).

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S_1}{K_{S1} + S_1} \cdot \frac{S_2}{K_{S2} + S_2} \quad (2.15)$$

Em casos de inibição por algum componente, um terceiro termo multiplicativo poderia ainda ser introduzido, como se segue

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S_1}{K_{S1} + S_1} \cdot \frac{S_2}{K_{S2} + S_2} \cdot \frac{K_I}{K_I + I} \quad (2.16)$$

Em que:

$I$	Concentração do componente inibidor ( $M_s, L^{-3}$ )
$K_I$	Constante de saturação associada ao inibidor I ( $M_s, L^{-3}$ )

Um exemplo em que o termo para a descrição do efeito de um processo inibitório assume essencial importância pode ser demonstrado a partir do processo de desnitrificação. Tal processo é dramaticamente reduzido na presença de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido (OD).

Como as condições ambientais que afetam a síntese microbiana são consideradas fatores multiplicativos, o efeito da temperatura poderia ainda ser introduzido nas equações correlatas (Eq. 2.13 a 2.16), quando necessário.

$$\mu = \mu_{\max} (1.07)^{(T-20)} \cdot \frac{S_1}{K_{S1} + S_1} \cdot \frac{S_2}{K_{S2} + S_2} \cdot \frac{K_I}{K_I + I} \quad (2.17)$$

*Representação da biomassa em termos de frações volumétricas.* Em geral, a representação de componentes sólidos em microescala (biomassa no interior do biofilme) é efetuada em termos de frações volumétricas. Assim, a biomassa ( $X_j$ ) é representada no modelo a partir de sua densidade ( $\rho_j$ ) e fração volumétrica ( $\varepsilon_j$ ), em que cada espécie  $j$  se desenvolve proporcionalmente à sua massa, como mostra a Eq. 2.18.

$$X_{M,j} = \rho_{cel,j} \cdot \varepsilon_j \quad (2.18)$$

Em que  $X_{M,j}$  é a concentração do componente (biomassa) aderido no biofilme ( $M_x \cdot L_{\text{biofilme}}^{-3}$ ),  $\rho_{cel,j}$  é a densidade do componente sólido ( $M_x \cdot L_x^{-3}$ ) definido como *a massa da célula dividida pelo volume da célula ou partícula*, e  $\varepsilon_j$  é a fração volumétrica do componente sólido. A variável  $\varepsilon_j$  é definida como o volume do componente sólido por unidade de volume do biofilme ( $L_x^3 / L_{\text{biofilme}}^{-3}$ ). Tomando a equação 2.14 e substituindo-se X por [ $X_{M,j} = \rho_{cel,j} \cdot \varepsilon_j$ ] tem-se:

$$\mu_j = Y_j \frac{\hat{q}S}{K + S} \cdot \rho_{cel,j} \cdot \varepsilon_j \quad (2.19)$$

Tendo em vista a representação da biomassa em termos de sua fração volumétrica  $\varepsilon_j$ , é necessária a inclusão de  $\rho_{cel,j}$  na matriz de processos. Adicionalmente, vale ressaltar que a conservação de massa requer que a fração volumétrica total mantenha-se constante. Portanto,

$$\sum_1^{j=n} \varepsilon_j = 1 \quad (2.20)$$

No capítulo 8, os processos biológicos associados à presente tese são utilizados para demonstrar em detalhes as alterações necessárias para a representação da biomassa em termos de frações volumétricas.



### 2.8.4 Balanço de massa integral para modelagem unidimensional de reatores com biofilmes (balanço de massa em *macroescala*)

Sob o ponto de vista do balanço de massa em um reator com biofilme, um dos mais importantes dados fornecidos pela solução do sistema em *microescala* é a determinação do fluxo de substrato ( $j$ ), o qual é diretamente utilizado no balanço de massa em *macroescala*. Para a avaliação de sistemas em macroescala, uma representação típica de reatores com biofilme denomina-se CMBR (do inglês '*Completely Mixed Biofilm Reactor*').

A Figura 2.13 ilustra importantes características de um CMBR. Em seguida, são apresentados os balanços de massa integrais (fração solúvel) em macroescala. A contribuição da fração sólida que deixa o sistema é representada pelo material particulado que se desprende do biofilme ( $\sigma$ , proveniente do balanço de massa em microescala), sendo, portanto encaminhado para o seio líquido do reator. A discussão sobre o balanço de massa em macroescala dos componentes sólidos de importância para o desenvolvimento dos modelos associados à presente tese é discutida em detalhes no Capítulo 8 (item 8.2.4).

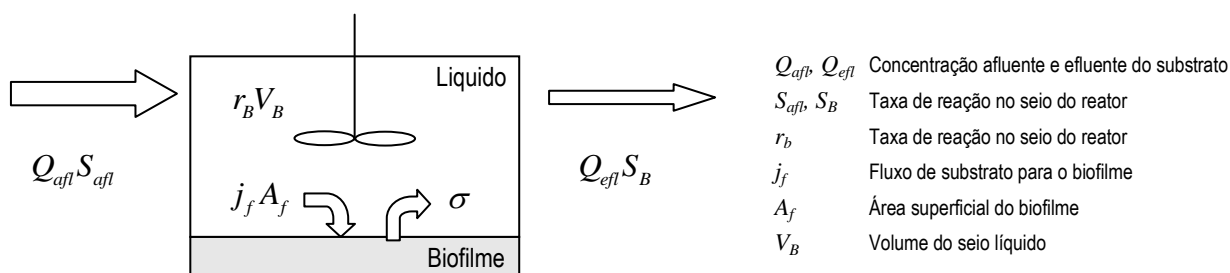


Figura 2.13. Apresentação esquemática simplificada de um CMBR com fluxo de massa de um componente e dois compartimentos (seio líquido e biofilme). Adaptado de Wanner *et al.* (2006).

As transformações que ocorrem em um CMBR podem ser realizadas no biofilme (representado por  $j$ ) e no seio líquido do reator (representado por  $r_b$ ). Para um sistema unidimensional (1D), podem ser observadas quatro situações de interesse, conforme apresentado na Tabela 2.19.

Tabela 2.22. Balanços de massa de componentes solúveis em um CMBR (macroescala)

Condição	Balanço de massa integral	
Sistema dinâmico <i>com</i> transformações no seio líquido	$V_B \frac{dS_B}{dt} = Q(S_{afI} - S_B) - j_f A_f - r_B V_B$	(2.21)
Sistema dinâmico <i>sem</i> transformações no seio líquido	$V_B \frac{dS_B}{dt} = Q(S_{afI} - S_B) - j_f A_f$	(2.22)
Sistema em estado estacionário <i>com</i> transformações no seio líquido	$0 = Q(S_{afI} - S_B) - j_f A_f - r_B V_B$	(2.23)
Sistema em estado estacionário <i>sem</i> transformações no seio líquido	$0 = Q(S_{afI} - S_B) - j_f A_f$	(2.24)

Um importante aspecto a ser observado refere-se a sistemas em que os gradientes longitudinais são significativos. Tais gradientes são observados, por exemplo, em filtros biológicos percoladores (FBPs). Assim sendo, para que seja possível assumir a premissa de que no seio líquido do reator todos os componentes estão em condição de mistura completa, o modelo deve ser implementado considerando múltiplos reatores em série, em um regime que se aproximaria de um fluxo pistão (MORGENROTH, 2008). Nestas circunstâncias, em cada um dos múltiplos reatores a concentração de cada componente sobre o biofilme será a mesma, em qualquer ponto no seio líquido do reator.

## **2.9 Análise crítica da literatura e contribuições do presente estudo**

### **2.9.1 Condições operacionais e a influência de meios suportes no desempenho de FBPs**

**Condições operacionais para FBPs com nitrificação.** Grande esforço tem sido empregado na tentativa de consolidar as condições operacionais capazes de promover a remoção de matéria orgânica e N-amoniacal em um mesmo volume reacional. Durante a avaliação dos estudos mencionados na revisão de literatura, notáveis variações em termos de condições operacionais e de projeto entre os sistemas foram detectadas. Em geral, observa-se a COV aplicada ( $\text{kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ;  $\text{gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) como o principal parâmetro a ser investigado para a remoção de matéria orgânica e N-amoniacal em um mesmo reator. A justificativa reside no fato de que as cargas orgânicas definem a predominância de micro-organismos heterotróficos e nitrificantes em sistemas biológicos. Portanto, ainda que a observação de TAS seja um aspecto de importância (fator associado às tensões de cisalhamento no biofilme), a coexistência de micro-organismos heterotróficos e nitrificantes, parece ser essencial para o dimensionamento de FBPs.

Decerto que o uso de baixas COVs resulta conseqüentemente em baixas TAS, o que pode influenciar o aproveitamento da área superficial específica de materiais de enchimento com biomassa superficialmente aderida. Em geral, observou-se a aplicação de TAS em torno de  $10\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  em FBPs operando sem recirculação (remoção de matéria orgânica e N-amoniacal).

Em FBPs pós-decantadores primários ou em FBPs pós-reatores UASB, a aplicação de baixas cargas orgânicas parece conduzir a melhorias de qualidade do efluente final em relação a concentrações de matéria orgânica (maior TDH e menor produção de lodo) e N-amoniacal (maior disponibilidade de oxigênio e espaço para nitrificantes no biofilme). Para ambos os sistemas, as faixas de operação em termos de COVs aplicadas e o fluxo de substrato para o biofilme ( $\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) podem ser semelhantes. Como observado, COVs aplicadas em torno de  $0,25\text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  conduzem a remoções de N-amoniacal em torno de 50%, sendo que a aplicação de maiores COVs pode reduzir o desempenho do sistema para a remoção de N-amoniacal. Em geral, a nitrificação parece ocorrer de forma mais consistente em FBPs com COVs aplicadas em torno de  $0,08$  a  $0,20\text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ . *Cabe ressaltar que as experiências de FBPs pós-UASB operando com COVs abaixo de  $0,20\text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  ainda são escassas na literatura.*

Portanto, com base nos experimentos avaliados na presente revisão de literatura, a nitrificação em FBPs em condições de alta carga ( $COV > 0,30 \text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ) não é esperada. Os estudos com FBPs pós-decantadores primários apontavam previamente tal perspectiva, contudo, tais tendências ainda não haviam sido investigadas em FBPs pós-reatores UASB.

A variação de COVs aplicadas em virtude da sazonalidade das concentrações de matéria orgânica no esgoto é um fator. Nos casos em que as COV aplicadas variam consideravelmente ao longo do ano, a estabilidade dos FBPs (meio suporte com aderência superficial da biomassa) pode depender de estratégias operacionais como a recirculação do efluente final. Como mostram alguns resultados, o uso de tal estratégia aumenta as eficiências de remoção de N-amoniacal em aproximadamente 20%, em condições de COV em torno de 0,35 a 0,40  $\text{kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ .

A recirculação pode promover melhores desempenhos, em virtude do maior potencial de molhamento com o uso de maiores TAS. Cabe lembrar que uma das maiores limitações de uso de baixas COVs é o menor aproveitamento da área superficial do meio suporte. A desnitrificação em FBPs também é um processo abordado em FBPs, quando efetuada a recirculação do efluente final. *Contudo, a potencialidade de desnitrificação em FBPs e os mecanismos associados precisam ser melhor estudados, principalmente em FBPs pós-UASB.*

Um importante aspecto que fundamentaria a potencialidade de operação de FBPs pós-reatores UASB para a remoção de amônia, associa-se a menor relação  $\text{DBO}/\text{NH}_4^+\text{-N}$  encontrada em efluentes de reatores UASB (1,5 a 2,5), em comparação com efluentes de decantadores primários (6 a 8). No entanto, observa-se que a relação entre as COVs aplicadas e eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  são sistematicamente mantidas, independentemente dos respectivos efluentes a serem tratados. Tal constatação passa a ser ainda mais intrigante, considerando que efluentes de reatores UASB possuem maior percentual de SMPs (45 a 65%) do que o esgoto bruto (AQUINO *et al.*, 2009; ZHOU *et al.*, 2009), e, portanto, possuem uma cinética lenta de degradação (menor biodegradabilidade). *A influência do percentual de SMPs em efluentes de reatores biológicos na nitrificação em sistemas de pós-tratamento devem ser melhor estudados.*

**Meio suporte.** O uso de meios suportes com maior área superficial específica parece não ser uma boa estratégia para FBPs pós-reactores UASB sem recirculação. Embora outras condições operacionais possam ser investigadas para a aplicação de materiais de maior área superficial específica, uma importante estratégia tem sido o uso de espumas de poliuretano como meio suporte, como é o caso do sistema DHS. Em essência, as vantagens associadas a este meio suporte residem na possibilidade de retenção de maior quantidade de biomassa, maior idade do lodo e um maior TDH. Mecanismos como a difusão/dispersão de substratos, o processo de respiração endógena e a desnitrificação parecem ser bastante evidentes neste sistema. *Contudo, a configuração do sistema DHS ('DHS-curtain-type' ou 'DHS-cube-type') parece limitar a sua aplicação em FBPs de grande escala, bem como no aumento de volume de FBPs já implantados ('retrofitting').*

Contribuição esperada do presente trabalho

- As investigações sobre a avaliação de condições operacionais a serem aplicadas em FBPs pós-reactores UASB para remoção de matéria orgânica e N-amoniacal, bem como o desenvolvimento de meios suportes baseados em espumas de poliuretano, parecem ainda ser importantes demandas para o desenvolvimento tecnológico destes sistemas. Ademais, considerando a operação de longo termo de FBPs preenchidos com materiais plásticos e meio suporte baseado em espumas de poliuretano, respectivamente, é importante avaliar as reduções de probabilidades de falha com o aprimoramento tecnológico proposto.

### **2.9.2 Investigação de mecanismos associados à remoção de matéria orgânica e N-amoniacal**

Embora existam vantagens associadas ao uso de sistemas UASB/FBP, os mecanismos a respeito da remoção simultânea de N-amoniacal e oxidação carbonácea em FBPs pós-UASB, foram pouco explorados. Em geral, observa-se que o processo de nitrificação em FBPs inicia-se quando as concentrações de DBO solúvel estão abaixo de  $15 \text{ mgDBO.L}^{-1}$  (PARKER e RICHARDS, 1986; ALMEIDA, 2007) com relações  $\text{DBO}_{\text{solúvel}}/\text{NTK}$  entre 0,30 e 0,60 (ALMEIDA, 2007). Contudo, a identificação *quantitativa* de possíveis mecanismos responsáveis pelas diferenças de desempenho entre FBPs pós-UASB preenchidos com materiais com aderência superficial da biomassa e materiais com aderência intersticial da biomassa ainda não foram estudados em profundidade.

Embora as técnicas experimentais e de biologia molecular, bem como as ferramentas para a modelagem matemática tem sido amplamente conjugadas para o melhor entendimento de sistemas biológicos, durante a revisão de literatura, nenhum trabalho desta natureza foi identificado para FBPs pós-reatores UASB.

Contribuição esperada do presente trabalho

- Proposição de modelo matemático como uma importante ferramenta para a melhor compreensão e quantificação de mecanismos do sistema biológico em FBPs pós-UASB.

### **2.9.3 Operação de sistemas UASB/FBP sem o uso de decantadores secundários**

Em condições de baixas COV aplicadas, são verificadas tendências positivas quanto à possibilidade de operação de sistemas UASB/FBP sem que haja a necessidade de inclusão de uma etapa de decantação secundária. A partir dos dados experimentais obtidos observa-se ainda que as baixas COVs necessárias para a ocorrência de nitrificação nos FBPs pós-UASB parecem ser compatíveis com a operação de sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários. Tais perspectivas tem sido observadas mesmo em sistemas operando em escala real com COVs aplicadas entre 0,06 e 0,15 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e TAS entre 7,3 e 11,4 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

Contudo, os sistemas testados em escala de demonstração, foram operados em condições de vazão constante, sem a influência do hidrograma típico de vazões. Adicionalmente, até o momento, os dados de sistemas UASB/FBP operando sem decantadores secundários foram somente avaliados apenas segundo técnicas de estatística descritiva.

Contribuição esperada do presente trabalho

- Ainda que as tendências acima mencionadas sejam atraentes sob a perspectiva da eliminação da unidade de decantação secundária do fluxograma típico de sistemas UASB/FBP, entende-se que estudos mais aprofundados com base em métodos de estatística analítica em termos de confiabilidade e estabilidade devam ser aplicados, com vistas à reforçar tal alternativa de simplificação operacional para sistemas UASB/FBP.

### **3 OBJETIVOS**

A partir da análise da literatura, e identificação de possíveis aspectos ainda passíveis de contribuições para o avanço do conhecimento, seguem os objetivos da presente pesquisa.

#### **3.1 Objetivo geral**

Avaliar o aprimoramento e a simplificação operacional de sistemas de UASB/FBP tratando esgotos sanitarios para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio, considerando o uso de meios suportes de aderência superficial e intersticial da biomassa, bem como a partir da eliminação da etapa de decantação secundária.

#### **3.2 Objetivos específicos**

- (1) Avaliar a influência do uso de espumas de poliuretano como meio suporte de FBP para a remoção de matéria orgânica e N-amoniacal em FBP pós-reatores UASB operando sem a etapa de decantação secundária;
- (2) Avaliar o processo de nitrificação em FBPs pós-UASB a partir de concentrações de parâmetros físico-químicos e caracterização de espécies de bactérias oxidadoras de amônia ao longo do volume reacional dos FBPs;
- (3) Investigar o comportamento de sistemas UASB/FBP operando sem decantadores secundários sob condições transientes de carga hidráulica;
- (4) Propor uma abordagem matemática considerando um modelo multiespécies, unidimensional (1D) com vistas à investigação de mecanismos de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em FBP pós-UASB preenchidos por meios suporte de adesão superficial da biomassa e meios suportes de retenção intersticial;
- (5) Avaliar comparativamente a confiabilidade dos sistemas UASB/FBP investigados, sem a etapa de decantação secundária, para a remoção de N-amoniacal e matéria orgânica.

## 4 HIPÓTESES E PREMISSAS

A partir de uma análise crítica da literatura, a presente tese foi fundamentada nas seguintes hipóteses e premissas de trabalho:

1. Um meio suporte baseado em espuma de poliuretano atribui a FBPs pós-reator UASB melhor desempenho, maior robustez a transientes de carga hidráulica e maior confiabilidade para a remoção de matéria orgânica e N-amoniacal, quando comparado com um meio suporte de adesão estritamente superficial.

*Premissa básica: O aumento do tempo de detenção hidráulica (TDH) e residência celular (idade do lodo) promovidos pela espuma de poliuretano são fatores associados à melhoria da qualidade do efluente final.*

2. A estrutura da comunidade microbiana de oxidadoras de amônia (AOB) varia entre FBPs preenchidos com meio suportes de aderência estritamente superficial e de retenção intersticial. Tal variação está associada às alterações nos perfis de constituintes orgânicos e nitrogenados ocasionadas pelo uso da espuma de poliuretano, sendo este um fator relevante para a especialização de AOB ao longo do volume reacional dos FBPs.

*Premissa básica: Os gradientes observados em perfis de constituintes orgânicos e nitrogenados ocasionados pelo uso da espuma de poliuretano caracterizam um fator relevante para a especialização de AOB ao longo do volume reacional dos FBPs.*

3. A recirculação do efluente final promove melhorias em relação ao processo de remoção de nitrogênio em FBPs pós-reatores UASB preenchidos com espumas de poliuretano.

*Premissa básica: A recirculação resulta na disponibilidade de formas oxidadas de nitrogênio (NOx-N) em uma região do FBP (topo do reator) em que são observadas maiores concentrações de matéria orgânica, o que favorece a desnitrificação heterotrófica.*

4. É possível a operação de FBPs de baixa carga pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária para o atendimento a padrões de lançamento menos restritivos, desde que os reatores UASB apresentem adequada remoção de matéria orgânica, com baixa perda de sólidos no efluente. Nesta perspectiva, o uso de meios suportes baseados em espumas de poliuretano reduz a probabilidade de falha com a eliminação dos decantadores secundários.

*Premissa básica: O gerenciamento adequado do lodo anaeróbio resulta em menores concentrações de SST no efluente do reator UASB. Assim, a menor disponibilidade de matéria orgânica reduz a taxa de crescimento de heterótrofos e a produção de sólidos nos FBPs.*



ASPECTOS QUE FUNDAMENTARAM A CONSOLIDAÇÃO DAS HIPÓTESES DE TRABALHO

---

As hipóteses 1 e 4 foram primeiramente elaboradas com vistas a complementar o conteúdo apresentado na literatura, bem como dar continuidade às investigações previamente iniciadas no âmbito do grupo de pesquisa com FBPs pós-reatores UASB. Reconhecido o caráter inovador de FBPs preenchidos com meios suportes baseados em espumas de poliuretano, as concepções do meio suporte observadas na revisão de literatura podem apresentar limitações de aplicabilidade em reatores de maior porte. Assim sendo, uma nova configuração para o material de enchimento pareceu necessária, devendo ser submetido à investigações, como proposto na presente tese. Ademais, os sistemas FBPs pós-UASB preenchidos com meio suporte plástico e com meio suporte baseado em espuma de poliuretano ainda não haviam sido *comparativamente* investigados em termos de robustez a choques de carga, confiabilidade e desempenho. Assim, o delineamento metodológico da pesquisa considerou ser de grande importância que os materiais de enchimento tivessem como essencial diferença de configuração e constituição apenas o uso de espumas de poliuretano.

Os resultados de pesquisas com sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários (em escala piloto, de demonstração e plena) apontam um caráter promissor para a simplificação operacional do sistema UASB/FBP. No entanto, não foram encontrados estudos de longo-termo que pudessem indicar possíveis limitações para tal alternativa, e os aspectos de maior relevância para tal simplificação operacional. Neste sentido, o extenso período operacional praticado no transcurso da pesquisa possibilitou o uso de uma ferramenta estatística avançada para análise de confiabilidade, no sentido de prover informações adicionais para a comparação de desempenho, incluindo aspectos de probabilidades de falha no atendimento à metas de qualidade. O estudo de confiabilidade, como ampliação dos objetivos da tese, visou reforçar o efetivo aprimoramento da tecnologia UASB/FBP com o uso de meios suportes baseados em espumas de poliuretano.

Após o início da pesquisa, os resultados experimentais indicaram que o uso de espumas de poliuretano provocaram alterações nos perfis da fase líquida (p.ex.: concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{DBO}_5$ ) e fase sólida (p.ex: acúmulo de SSV no sistema) e, conseqüentemente, nas taxas de reações ao longo dos FBPs. Como em outros estudos, foi também observado um relativo incremento na remoção de nitrogênio com o uso de espumas de poliuretano, embora tenham sido constatadas instabilidades ao longo do período operacional. Assim sendo, a recirculação

do efluente final, anteriormente prevista apenas para o incremento da remoção de amônia, foi avaliada como uma estratégia operacional para o incremento e estabilização da remoção de nitrogênio em FBPs com meio suporte baseados em espumas de poliuretano.

Com a expressiva influência do uso de espumas de poliuretano nas taxas de reação, novas hipóteses foram elaboradas (hipóteses 2 e 3) no sentido de investigar alterações na comunidade microbiana de oxidadoras de amônia (AOB) em função do meio suporte utilizado, bem como a influência da recirculação no processo de remoção de nitrogênio. A justificativa para a investigação das comunidades de AOB reside no fato de que as diferenças de configuração e constituição dos meios suportes poderiam também influenciar na especialização de micro-organismos nitrificantes ao longo dos reatores, e tal especialização poderia ser um dos fatores intervenientes nas diferenças de desempenho observadas.

Com relação à remoção de nitrogênio, as maiores concentrações de matéria orgânica no topo do reator, associadas às elevadas concentrações de  $\text{NO}_x\text{-N}$  no efluente final, poderiam ser aspectos-chave para que a recirculação do efluente contribuísse na estabilização da remoção de nitrogênio por desnitrificação heterotrófica em condições de COV de regime variável.

## 5 METODOLOGIA

Os itens que compõem este capítulo tem por objetivo apresentar características gerais do aparato experimental utilizado na pesquisa, os procedimentos de amostragem, bem como as condições operacionais a serem impostas ao sistema durante o experimento. Os detalhes associados à cada etapa das investigações são expostos nos respectivos capítulos.

### 5.1 *Área de estudo*

A presente pesquisa foi desenvolvida no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA (CePTS), localizado junto à Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE Arrudas), em Belo Horizonte. Uma fração do esgoto afluyente à ETE Arrudas, que recebe grande parte dos esgotos sanitários gerados pela região metropolitana de Belo Horizonte, foi retirada para alimentar as unidades experimentais, após o esgoto bruto passar pelo tratamento preliminar. Portanto, os reatores recebem esgotos com características tipicamente domésticas, conforme ocorre em ETEs em escala plena.

### 5.2 *Descrição do aparato experimental*

O fluxograma do aparato experimental compreendia um reator UASB e dois FBPs operando em paralelo para o pós-tratamento dos efluentes do reator UASB. A operação do sistema UASB/FBP ocorreu sem unidades de decantação secundária, procedendo-se ao longo de 1000 dias operacionais aproximadamente, para um dos FBPs (FBP preenchido com meio suporte plástico). Para o outro FBP (preenchido com meio suporte baseado em espumas de poliuretano), a operação do sistema transcorreu-se por 750 dias aproximadamente.

#### 5.2.1 **Reator UASB**

O reator UASB foi dimensionado para tratar os esgotos de uma população equivalente a 300 habitantes, com um volume útil de 16,8 m<sup>3</sup> e altura 4,50 m. Originalmente, o sistema compunha uma unidade compacta UASB/FBP, conforme em Almeida *et al.* (2009). O FBP e os decantadores secundários do sistema compacto não foram utilizados na pesquisa, sendo efetuadas modificações no sistema para o encaminhamento do efluente do reator UASB aos FBPs. A adução do efluente do reator UASB foi realizada com o uso de bombas de deslocamento positivo dotadas de inversores de frequência para a regulação de vazões afluentes aos FBPs. Tal flexibilidade operacional foi importante para a recirculação do efluente final e imposição de transientes hidráulicos aos sistemas UASB/FBP (Capítulo 7).

## 5.2.2 Filtros biológicos percoladores (FBP)

Os filtros biológicos percoladores (FBP) utilizados na pesquisa como pós-tratamento do efluente do reator UASB foram construídos em polietileno, e cada um dos reatores possuía o diâmetro de 0,76 m e 4,10 m de altura. Os materiais de enchimento denominados *Rotopack* e *Rotosponge* utilizados nos respectivos FBPs são descritos em detalhes no item 5.2.3. A distribuição do efluente na superfície dos FBPs foi efetuada com o uso de distribuidor rotativo motorizado (Fig. 5.1).

Para a obtenção de perfis de parâmetros físico-químicos nos FBPs foram instalados pontos de amostragem ao longo dos FBPs, a cada 1 m (Figura 5.1). A implementação dos perfis tem por objetivo avaliar as taxas de conversão de componentes nos volumes reacionais dos FBPs e as condições ambientais que permitiram o processo de nitrificação nos sistemas. Foram também instaladas quatro escotilhas ao longo dos volumes reacionais de cada FBP permitindo a retirada de parte do material de enchimento para caracterizações da biomassa. A Figura 5.1 apresenta o desenho esquemático e detalhes dos FBPs, e a Figura 5.2 apresenta o fluxograma do aparato experimental utilizado na pesquisa.

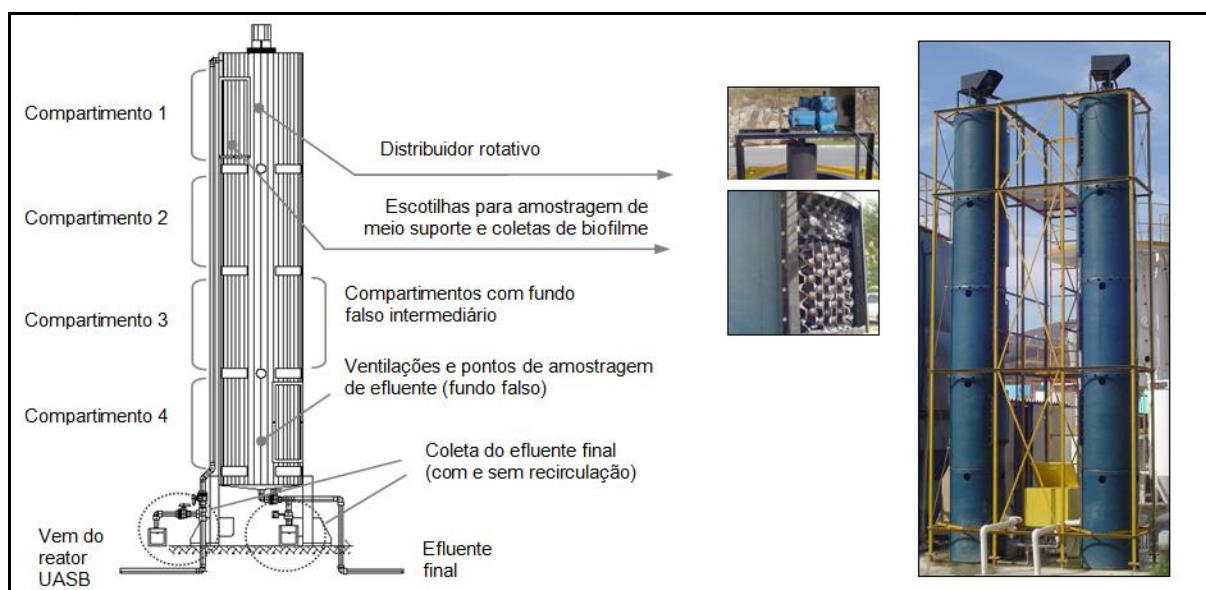


Figura 5.1. Desenho esquemático dos filtros biológicos percoladores. Cada compartimento do FBP é dotado de um fundo falso para possibilitar a melhoria da ventilação no interior do volume reacional. Os FBPs não são precedidos de decantadores secundários.

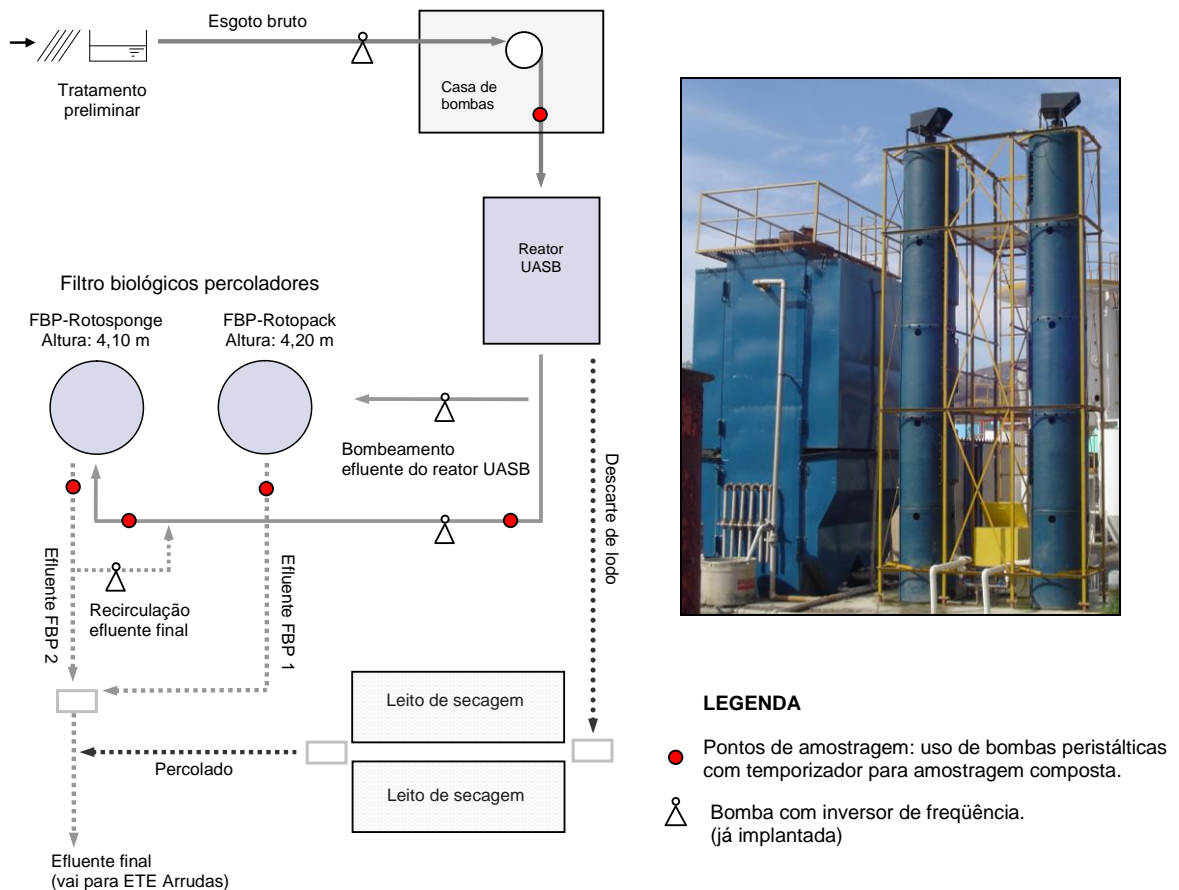


Figura 5.2. Fluxograma do sistema UASB/FBP.

### 5.2.3 Materiais de enchimento: Rotopack e Rotosponge

A Tabela 5.1 apresenta a descrição dos materiais de enchimento utilizados na pesquisa e as Tabelas 5.2 e 5.3 apresentam as principais características dos respectivos materiais. Os materiais de enchimento são denominados *Rotopack* (meio vertical plástico) e *Rotosponge* (meio baseado em espumas de poliuretano). O meio suporte *Rotopack* é basicamente um módulo vertical constituído de placas corrugadas de polietileno. O meio suporte *Rotosponge* possui lâminas de espuma de poliuretano de pequena espessura (2,25 cm) intercaladas por placas corrugadas. Assim, o FBP preenchido pelo material de enchimento *Rotopack* (FBP-*Rotopack*) é caracterizado pelo estabelecimento da biomassa por adesão superficial. No FBP *Rotosponge* a biomassa é retida nos interstícios da espuma, embora uma parcela da biomassa se estabeleça na superfície do material poroso (espuma). Conforme definido pelo delineamento experimental do trabalho, a essencial diferença entre os meios suportes é a presença de lâminas de espuma entre as placas de polietileno corrugado no FBP-*Rotosponge*.

Tabela 5.1. Meios suportes a serem testados na pesquisa.

Material de enchimento	Breve descrição e comentários
Rotopack	<ul style="list-style-type: none"> <li>Constituído de placas corrugadas de polietileno colocadas lado a lado. A grande vantagem associada ao meio suporte é o umedecimento uniforme (observação visual) das placas e o baixo peso específico do material (cerca de 67 kg/m<sup>3</sup>).</li> </ul>
Rotosponge	<ul style="list-style-type: none"> <li>Constituído de placas corrugadas de polietileno colocadas lado a lado, com placas de espumas fixadas sobre as placas corrugadas.</li> <li>O uso de espumas permite maior retenção de biomassa de baixo crescimento específico no sistema, favorecendo o estabelecimento de micro-organismos nitrificantes no FBP.</li> <li>Em virtude de sua configuração em blocos, o material de enchimento poderá ser utilizado para adequações de sistemas UASB/FBPs visando a melhoria da qualidade do efluente final.</li> </ul>

Tabela 5.2. Principais características sobre o material de enchimento *Rotopack*.

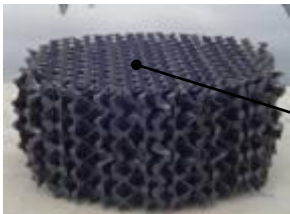
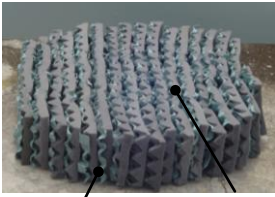
Características	Placas corrugadas	Imagem do material de enchimento
Material de constituição	Polietileno	 <p>Placas de polietileno corrugado</p>
Peso específico (kg/m <sup>3</sup> )	32,4	
Area superficial específica (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	136,0	
Altura de cada módulo (cm)	35,0	
Índice de vazios (%)	98,0	
Densidade aparente (g/dm <sup>3</sup> )	-	

Tabela 5.3. Principais características sobre o material de enchimento *Rotosponge*.

Características	Placas corrugadas	Espumas	Imagem do material de enchimento
Material de constituição	Polietileno	Poliuretano	 <p>Placas de polietileno expandido (como Rotopack)</p> <p>Espuma de poliuretano</p>
Peso específico (kg/m <sup>3</sup> )	32,4	Não determinado <sup>1</sup>	
Area superficial específica (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	112,4	Não determinado <sup>1</sup>	
Altura de cada módulo (cm)	17,0	0,35	
Índice de vazios (%)	98	95	
Densidade aparente (g/dm <sup>3</sup> )	-	28	

<sup>1</sup> Para o material de enchimento *Rotosponge* deve ser considerado não somente a área superficial específica do material de enchimento, mas o volume associado às espumas em função de sua porosidade e propriedade de retenção intersticial da biomassa.

## **5.3 Amostragem e monitoramento**

### **5.3.1 Amostragem da fase líquida**

O monitoramento do sistema foi efetuado a partir de amostragens compostas no decorrer de 24 horas, de duas a três vezes por semana. Os amostradores eram bombas peristálticas de pequena vazão instaladas nas linhas de adução do esgoto bruto e dos efluentes tratados pelo reator UASB e FBPs (Fig.5.2). Foi adotado o uso de bombas com rotação de 600 RPM visando evitar a deposição de sólidos nas linhas do sistema de coleta. O sistema de amostragem era dotado de um temporizador com a função de acionar as bombas peristálticas a cada 1 (uma) hora, durante aproximadamente 2 minutos.

### **5.3.2 Amostragem da fase sólida: Biomassa dos FBPs**

Para coleta de biomassa no FBP-*Rotopack*, uma placa corrugada era retirada de cada um dos quatro módulos do sistema (ver módulos nas Tabelas 5.2 e 5.3), raspadas e lavadas com tampão fosfato salino (PBS 1X - NaCl 0,13 M; Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> 7,0 mM; NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>; 3,0 mM; pH 7,2) para extração do biofilme. No FBP-*Rotosponge*, uma parcela representativa da espuma era extraída de cada módulo do meio suporte. Logo após, as espumas foram espremidas e lavadas várias vezes em tampão PBS 1X. O líquido coletado de cada porção de espuma foi centrifugado separadamente a 4000 rpm por 15 minutos e o sedimento foi pesado e aliquoteado para análises de sólidos totais voláteis e para análises moleculares (preservação a - 20 °C). Os detalhes a respeito das análises moleculares são apresentados em MacConell *et al.* (2011).

### **5.3.3 Campanhas de amostragem**

O monitoramento do sistema UASB/FBP incluía análises físico-químicas do seguintes parâmetros: pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade carbonato (CaCO<sub>3</sub>), sólidos totais (suspensos, dissolvidos e sedimentáveis), demanda química de oxigênio - DQO (total e filtrada), demanda bioquímica de oxigênio - DBO (total e filtrada), Nitrogênio total (NT), nitrogênio total Kjeldall (NTK), NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N. Durante o período operacional, foram coletadas amostras do esgoto bruto, efluentes do reator UASB e FBPs.

A Tabela 5.4 apresenta os parâmetros físico-químicos, a frequência de execução das campanhas de amostragens e as metodologias utilizadas as análises. Todos os ensaios analíticos referentes aos parâmetros físico-químicos serão realizados de acordo com os procedimentos prescritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*

(AWWA/APHA/WEF, 2005), com exceção de  $\text{NO}_3^-$ -N (RODIER, 1975). As concentrações de carbono orgânico total solúvel ( $\text{COT}_{\text{solúvel}}$ ) e nitrogênio total solúvel ( $\text{NT}_{\text{solúvel}}$ ) foram determinadas por análise instrumental.

Tabela 5.4. Parâmetros físico-químicos investigados, frequência de amostragem e metodologia para a realização das análises no monitoramento (campanhas de amostragem) do sistema UASB/FBP.

Parâmetro	Frequência de amostragem	Metodologia	Referência
DBO total	2 vezes por semana	Azida modificada ( $\text{OD}_5$ dias)	AWWA (2005)
DBO filtrada	2 vezes por semana	Azida modificada ( $\text{OD}_5$ dias)	AWWA (2005)
Carbono orgânico total ( $\text{COT}_{\text{solúvel}}$ )	2 a 3 vezes por semana	Análise instrumental	AWWA (2005)
DQO total	2 a 3 vezes por semana	Titulometria	AWWA (2005)
DQO filtrada	2 a 3 vezes por semana	Titulometria	AWWA (2005)
SST	2 a 3 vezes por semana	Método gravimétrico	AWWA (2005)
SSV	2 a 3 vezes por semana	Método gravimétrico	AWWA (2005)
Nitrogênio total solúvel ( $\text{NT}_{\text{solúvel}}$ )	2 a 3 vezes por semana	Análise instrumental	AWWA (2005)
NTK	2 a 3 vezes por semana	Digestão/titulometria	AWWA (2005)
$\text{NH}_4^+$ -N	2 a 3 vezes por semana	Digestão/titulometria	AWWA (2005)
$\text{NO}_2^-$ -N	2 a 3 vezes por semana	Colorimetria	AWWA (2005)
$\text{NO}_3^-$ -N	2 a 3 vezes por semana	Colorimetria	Rodier (1975)
Alcalinidade carbonato ( $\text{CaCO}_3$ )	2 a 3 vezes por semana	Titulometria	AWWA (2005)
Temperatura	2 a 3 vezes por semana	Potenciométrico	AWWA (2005)
pH	2 a 3 vezes por semana	Potenciométrico	AWWA (2005)
OD	2 a 3 vezes por semana	Fotoluminescência	AWWA (2005)

## 5.4 Características e condições operacionais do sistema UASB/FBP

### 5.4.1 Reator UASB

Considerando a não utilização de decantadores secundários no fluxograma do sistema UASB/FBP optou-se pela imposição de condições operacionais menos restritas para o reator UASB. Portanto, o reator foi operado com um tempo de detenção hidráulica (TDH) variando de 8,5 a 9,0 horas (em média 8,5 horas), a uma carga orgânica volumétrica (COV) de 0,90 a 1,4  $\text{kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ .

*Monitoramento de sólidos suspensos (efluente do reator UASB) e gerenciamento do lodo.* O gerenciamento de lodo do reator UASB foi efetuado considerando o descarte de 2  $\text{m}^3$  de lodo a cada 30 dias em leito de secagem (Figura 5.2). Tal descarte foi suficiente para manter as concentrações efluentes de sólidos suspensos (SS) sistematicamente abaixo de 1  $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$  no



transcurso da pesquisa (Figura 5.3a). As concentrações SV no reator variaram entre 28 gSV.L<sup>-1</sup> (P<sub>1</sub>: 0 m) e 12 gSV.L<sup>-1</sup> (P<sub>2</sub>: 2,5 m) (Figura 5.3b), resultando, em geral, em concentrações do lodo entre 4,0 e 2,0%, respectivamente (dados não apresentados).

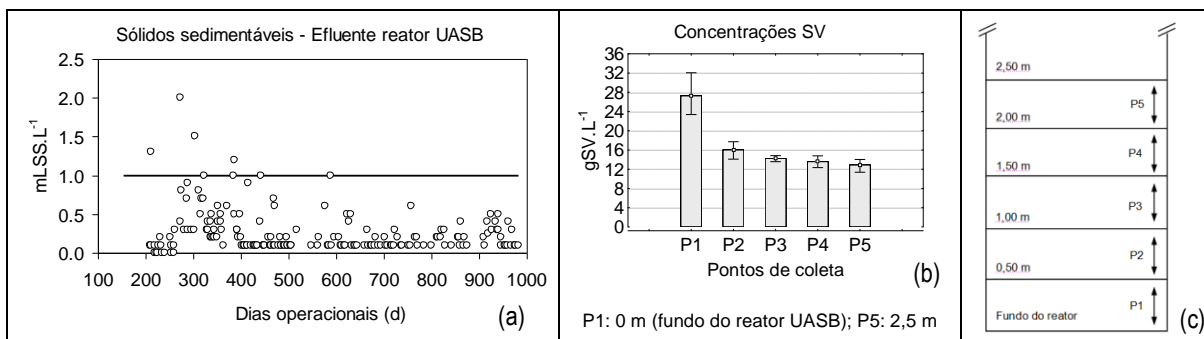


Figura 5.3. (a) Concentrações de SS efluentes do reator UASB. (b) Concentrações de SV no compartimento de digestão do reator UASB (manta e leito de lodo). (c) Zona de influência dos pontos de coleta (P1 a P5) ao longo do compartimento de digestão.

#### 5.4.2 Filtros biológicos percoladores: Critérios e etapas operacionais

Os critérios de operação impostos aos FBPs foram definidos com base em estudos realizados por Wanner and Gujer (1985), Parker and Richards (1986), Almeida (2007), Almeida *et al.* (2009) e Chernicharo e Almeida (2010) com FBPs pós-reactores UASB (2,50m).

*Remoção de matéria orgânica.* Almeida *et al.* (2009) (discutido na revisão de literatura - item 2.6.1), observou que o elevado aporte de matéria orgânica aos FBPs de pequena altura pós-UASB não proporcionou o desenvolvimento adequado da biomassa nitrificante, resultando em variações sazonais do processo de nitrificação, com concentrações efluentes de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N de 12-25 mgN.L<sup>-1</sup> (COV 0,25-0,45 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>). Dessa forma, o volume reacional compreendido nos compartimentos 1-2 dos FBPs (Figura 5.1) foi previsto para a remoção de matéria orgânica, um critério testado com sucesso por Almeida *et al.* (2011).

*Nitrificação.* Em função da competição entre microrganismos heterotróficos e nitrificantes por oxigênio e espaço, a nitrificação ocorre em maiores taxas com concentrações de DQO<sub>solúvel</sub> em torno de 30 mgDQO<sub>sol</sub>.L<sup>-1</sup> e 10-20 mgDBO<sub>sol</sub>.L<sup>-1</sup> (WANNER and GUJER, 1985; PARKER AND RICHARDS, 1986). Para FBPs pós-UASB, Almeida (2007) encontrou concentrações de 12 mgDBO<sub>sol</sub>.L<sup>-1</sup> em profundidades próximas de 2,00 m. Admitindo que uma fração expressiva da matéria orgânica foi removida com 2,00 m, efetuou-se o incremento da altura dos FBPs. Portanto, os compartimentos 3-4 dos FBPs (Figura 5.1) foram previstos prioritariamente para a nitrificação.

Considerando a investigação de condições operacionais para o aprimoramento de sistemas UASB/FBP, os FBPs foram operados seguindo duas etapas, a saber:

- *Etapa 1: Operação dos FBPs sem recirculação do efluente final:* nessa etapa os reatores foram operados com as mesmas taxas de aplicação superficial e cargas orgânicas sem a influência de taxas de recirculação. O objetivo foi avaliar o efeito do uso de espumas de poliuretano nos processos de remoção de matéria orgânica e nitrogênio (N-amoniaco e NT).
- *Etapa 2: Operação do FBP-Rotosponge com recirculação do efluente final:* nessa etapa, o FBP preenchido com meio suporte baseado em espumas de poliuretano (FBP-Rotosponge) recebeu uma parcela do efluente final (proporção 1:1) para a avaliação preliminar da influência da recirculação na remoção de nitrogênio (NT). A recirculação foi imposta a partir de um sistema de bombeamento controlado por inversor de frequência, segundo o fluxograma apresentado na Figura 5.2.

*Nota sobre a recirculação do efluente final no FBP-Rotosponge.* À princípio, previa-se aplicar a recirculação do efluente no FBP apresentando menor desempenho em termos de remoção de amônia. No entanto, com a continuidade da revisão de literatura e obtenção de resultados foi observado que a eficiência média de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  com o uso de meio suporte vertical plástico (FBP-Rotopack) aproximou-se razoavelmente das eficiências esperadas em FBPs pós-decantadores primários com recirculação, de acordo com resultados apresentados por Parker e Richards (1986) para meios suportes verticais. Portanto, a recirculação do efluente possivelmente não induziria a um considerável incremento às taxas de nitrificação aparentes no FBP-Rotopack.

As evidências de desnitrificação no FBP com espumas de poliuretano (FBP-Rotosponge) motivaram o uso da recirculação como estratégia operacional para a remoção de nitrogênio total (NT), havendo a necessidade de mudanças no procedimento metodológico. Assim, a recirculação foi aplicada no FBP-Rotosponge pelos seguintes motivos:

- A remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  com o uso de meio suporte vertical plástico esteve próximo ao limite potencial do referido material de enchimento. Baseado em resultados anteriores (PARKER and RICHARDS; USEPA, 1992), a recirculação do efluente induziria a um aumento pouco expressivo da nitrificação aparente;
- Possibilidade de incremento da remoção de NT com a recirculação do efluente final no FBP preenchido com meio suporte baseado em espumas de poliuretano (FBP-Rotosponge), tendo

em vista as elevadas concentrações efluentes de formas oxidadas de nitrogênio ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ) e maiores concentrações de matéria orgânica no topo do reator.

- Considerando os promissores resultados obtidos com o uso de espumas de poliuretano para a remoção de matéria orgânica e N-amoniacal, a recirculação do efluente no sistema UASB/FBP-Rotosponge traria maiores informações sobre o potencial do meio suporte no que se refere à remoção de nitrogênio por desnitrificação heterotrófica.

A partir das condições operacionais observadas na revisão de literatura e das premissas para a definição dos volumes reacionais dos FBPs, a Tabela 5.5 sumariza as condições impostas aos FBPs pós-UASB.

Tabela 5.5. Condições globais de operação dos FBPs pós-UASB.

Características operacionais	Condições operacionais impostas			
	Etapa 1: Sem recirculação		Etapa 2: Com recirculação	
	FBP-Rotopack	FBP-Rotosponge	FBP-Rotopack	FBP-Rotosponge
Vazão total ( $\text{m}^3.\text{d}^{-1}$ )	4,5	4,5		9,0
Carga orgânica volumétrica ( $\text{kgDBO}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ )	0,10	0,10	Não aplicado	0,20
Taxa de aplicação superficial ( $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ )	10,0	10,0		20,0
Razão de recirculação	---	---		1:1

\* Concentração afluente de DBO (efluente do reator UASB):  $60 \text{ mgDBO.L}^{-1}$ .

\*\* As variações em termos de CO aplicadas aos FBPs são apresentadas nos capítulos subsequentes.

## 5.5 Determinação do TDH do líquido nos FBPs

*Observação: Esta etapa da pesquisa foi realizada com o apoio de pesquisadores do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear – CDTN. Portanto, o delineamento metodológico será descrito em linhas gerais, dada a especificidade técnica associada ao método utilizado. Maiores informações sobre o método correlato são descritas em IAEA (2008) e Kasban et al. (2010).*

O tempo de detenção do líquido (TDH) nos FBPs foi determinado a partir do método RTD (*'residence time distribution – RTD method'* ou *'common impulse-response method'*). Este método consiste na injeção de um traçador radioativo em um volume reacional e posterior obtenção de curvas de concentrações efluentes do isótopo (traçador) em função do tempo  $C(t)$ . Tipicamente, um detector de radioatividade instalado em um ponto afluente determina o tempo zero ( $t = 0$ ) e as concentrações efluentes do traçador radioativo são obtidas por um segundo detector instalado na saída do sistema. A resposta do segundo detector é a distribuição do tempo de residência (curvas RTD). As curvas RTD são ajustadas a uma função teórica que melhor se ajusta à distribuição obtida com os dados experimentais. A partir da função RTD [ $E(t)$ ] obtém-se o TDH no reator. A função RTD é definida como:

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} tC(t)dt} \quad (5.1)$$

Em que:

- $E(t)$  TDH do líquido no reator em um tempo  $t$  (segundos).  
 $C(t)$  Concentração efluente do traçador em função do tempo (ciemens.s-1).  
 $t$  Tempo de execução do experimento (segundos).

O traçador utilizado no presente experimento foi o isótopo de brometo de potássio -  $\text{Br}^{82}$ , que, por sua vez, possui elevada sensibilidade de detecção em concentrações extremamente baixas (para a detecção de 1 Ci de  $\text{Br}^{82}$  necessita-se de 9  $\mu\text{g}$ ). Portanto, assume-se que a dinâmica hidráulica do sistema não foi alterada durante o experimento em virtude da reduzida alíquota de solução radioativa introduzida no reator. A solução radioativa era composta  $\text{Br}^{82}$  diluído no efluente do reator UASB ( $0,016 \text{ L.s}^{-1}$ ).

Os procedimentos realizados durante o experimento foram:

- *Preparo da solução com o traçador radioativo ( $\text{Br}^{82}$ ).* O traçador em pastilha sólida foi dissolvido em 1(um) litro de efluente do reator UASB em um cone imhoff posicionado no topo do reator.
- *Injeção e monitoramento do isótopo  $\text{Br}^{82}$ .* O traçador era introduzido pelo distribuidor rotativo (topo do reator) durante o ciclo de 1 minuto com o uso de uma bomba peristáltica conectada ao cone imhoff com a solução. O monitoramento do  $\text{Br}^{82}$  foi efetuado continuamente (1 sinal/segundo), ao longo de 24 horas, com uso de 5 (cinco) detectores de radiação instalados na entrada do reator e abaixo de cada compartimento dos FBPs. As concentrações de  $\text{Br}^{82}$  foram medidas pela emissão de ondas radioativas gamma, e os detectores entram em contato com o líquido (os detectores são instalados na face externa do reator). Foram utilizados colimadores de chumbo para evitar detecções marginais de  $\text{Br}^{82}$  e consequentes interferências ('*natural backgrounds*') em cada um dos pontos de monitoramento.
- *Aquisição e tratamento dos dados.* Os sinais detectados pelas sondas eram enviados para um equipamento multicanal no qual as sondas foram conectadas. Os dados eram armazenados em um PC comercial acoplado ao multicanal. Para o tratamento e visualização de dados '*on line*' foi utilizado o *software DTS-Pro ver 4-20*. *DTS-Pro ver 4-20* foi também utilizado para ajustar os dados coletados à função RTD.

- *Etapa de pré-processamento.* Anterior ao ajuste dos dados procedeu-se com a medida do 'background radiation level', que, por sua vez é o nível de radiação presente no local do experimento. O nível de radiação detectado foi em seguida subtraído dos respectivos dados experimentais que compõem a curva  $C(t)$ . Adicionalmente, foram realizadas correções de decaimento do isótopo Br<sup>82</sup>.

## 6 DESEMPENHO DE FBP PÓS-REACTORES UASB PREENCHIDOS COM MEIOS SUPORTES PLÁSTICOS E BASEADOS EM ESPUMAS DE POLIURETANO

### 6.1 Introdução

Sistemas do tipo UASB (do inglês, ‘*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*’) seguidos por sistemas não submersos de biomassa aderida vem sendo considerados uma tecnologia apropriada e de notável aplicabilidade em países em desenvolvimento (CHERNICHARO, 2006; KASSAB *et al.*, 2010). Nesse sentido, os filtros biológicos percoladores (FBP) são excelentes alternativas para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, em locais onde a especialização operacional é uma das limitações para o tratamento de efluentes de origem doméstica. No entanto, a simplificação operacional e a melhoria da qualidade do efluente final ainda são importantes no desenvolvimento tecnológico de sistemas UASB/FBP.

A eliminação de decantadores secundários do fluxograma típico de sistemas UASB/FBP pode contribuir para a simplificação da tecnologia, caso não seja necessária a remoção de sólidos suspensos no efluente final. Contudo, como discutido por Chernicharo e Almeida (2010) a eliminação da unidade de decantação secundária depende especialmente do gerenciamento do lodo anaeróbio/qualidade do afluente (efluente UASB), principalmente quando o FBP é preenchido por meios plásticos com elevado índice de vazios.

Como discutido na revisão de literatura, a simplificação operacional e o incremento da remoção de matéria orgânica e nitrogênio em FBPs pós-UASB podem ser obtidos a partir de meios suportes baseados em espumas de poliuretano. A principal potencialidade de uso de meios porosos reside no maior tempo de retenção da biomassa, que, por sua vez, resulta na redução de sólidos no efluente e remoção de compostos nitrogenados (TANDUKAR *et al.* 2006). Tais resultados tem sido alcançados em um sistema baseado em espumas de poliuretano, denominado sistema DHS (‘*Downflow Hanging Sponge*’).

O Sistema UASB/FBP-DHS via de regra produz efluentes com baixas concentrações de DBO, DQO e SST, indicando que o uso de clarificador pós-UASB/FBP pode não ser necessário. Nesses sistemas, a remoção de N-amoniacal (experiência em escala plena) varia em torno de 70 a 80% ( $CO_{FBP} 2,0 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{espuma}} \cdot \text{d}^{-1}$ ). Ainda que o sistema UASB/FBP-DHS tenha apresentado promissores resultados, as configurações propostas para o meio suporte resultam em uma aplicabilidade restrita, como discutido no Capítulo 4.

Em virtude de resultados atraentes com meios suportes baseados em espumas de poliuretano, e os aspectos de aplicabilidade da tecnologia em sistemas UASB/FBP, foi desenvolvido um material de enchimento denominado *Rotosponge*. O objetivo desta etapa da pesquisa foi elaborar um estudo *comparativo* sobre desempenho de FBPs pós-UASB preenchidos com meios suportes baseados em meio plástico e espumas de poliuretano. O presente capítulo aborda a nitrificação, a remoção de nitrogênio e matéria orgânica, com ênfase na identificação de mecanismos responsáveis pelas diferenças no desempenho dos sistemas UASB/FBP. A recirculação do efluente final foi discutida como uma perspectiva para remoção de nitrogênio em FBPs com espumas de poliuretano.

## 6.2 Metodologia

Os procedimentos metodológicos utilizados para a obtenção dos resultados basearam-se nos critérios descritos no item 5. Neste capítulo apresenta-se apenas uma síntese metodológica e características específicas para o desenvolvimento das investigações.

### 6.2.1 Aparato experimental

O aparato experimental compreendia um reator UASB e dois FBPs operando em paralelo para o pós-tratamento dos efluentes do reator UASB (item 5.2). A operação do sistema UASB/FBP ocorreu sem unidades de decantação secundária, no transcurso de 524 dias operacionais. O sistema UASB/FBP-*Rotopack* vinha sendo previamente operado há 200 dias e o sistema UASB/FBP-*Rotosponge* há 50 dias, quando foi observado um equilíbrio dinâmico aparente para concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . A Tabela 6.1 apresenta as principais características dos sistemas UASB/FBP.

Tabela 6.1. Características do reator UASB e FBPs.

Característica	unid.	Reator UASB	FBP- <i>Rotopack</i>	FBP- <i>Rotosponge</i>
Altura do reator	M	4,8	4,20	4,08
Volume do reator	m <sup>3</sup>	16,8	1,90	1,85
Volume de espuma	m <sup>3</sup> .m <sup>-3</sup> <sub>reator</sub>	-	-	0,49
Tempo de detenção hidráulica (TDH) <sup>1</sup>	Min	480-600	18	120

<sup>1</sup> Para os FBPs, o TDH foi determinado com o uso de método RTD (traçadores radioativos).

FBP-*Rotopack*: FBP preenchido com meiosuporte vertical plástico.

FBP-*Rotosponge*: FBP preenchido com meio suporte baseado em espuma de poliuretano.

## 6.2.2 Condições operacionais

As condições operacionais impostas estão descritas no item 5.4. Na etapa 1, os reatores foram operados com as mesmas taxas de aplicação superficiais (TAS) e cargas orgânicas (CO) sem a influência de taxas de recirculação. Na etapa 2, a recirculação do efluente final (1:1) foi aplicada ao FBP-*Rotosponge* com o objetivo de investigar a remoção de nitrogênio no sistema, tendo em vista as evidências de desnitrificação heterotrófica observadas na Etapa 1.

## 6.2.3 Transiente hidráulico

O experimento com transientes hidráulicos é apresentado no Capítulo 7. Em síntese, um transiente hidráulico foi aplicado aos FBPs variando-se a TAS de 10 para  $15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , com vistas a investigar o comportamento do sistema para a remoção de matéria orgânica e nitrificação. Neste capítulo, parte dos resultados obtidos foram utilizados para avaliar o potencial de retenção de micro-organismos nos FBPs.

## 6.2.4 Cargas orgânicas e cargas de nitrogênio ( $\text{CO}_{\text{DQO}}$ ; $\text{CO}_{\text{DBO}}$ ; $\text{C}_{\text{NTK}}$ ) aplicadas nos FBPs

Foram selecionados dois períodos operacionais para a investigação do desempenho dos FBPs na Etapa 1 (Figura 6.1a). O objetivo da etapa 1 (300-600d) foi investigar o desempenho dos sistemas considerando maiores (período 1) e menores (período 2) CO e  $\text{C}_{\text{NTK}}$  aplicadas, *sem* a recirculação do efluente final. Na etapa 2 (840-980d), o efeito da recirculação do efluente final na remoção de nitrogênio total (NT) foi preliminarmente avaliado no FBP-*Rotosponge*, considerando CO aplicadas (carga afluente do reator UASB) semelhantes às CO do período 2 - etapa 1 (450-600d).

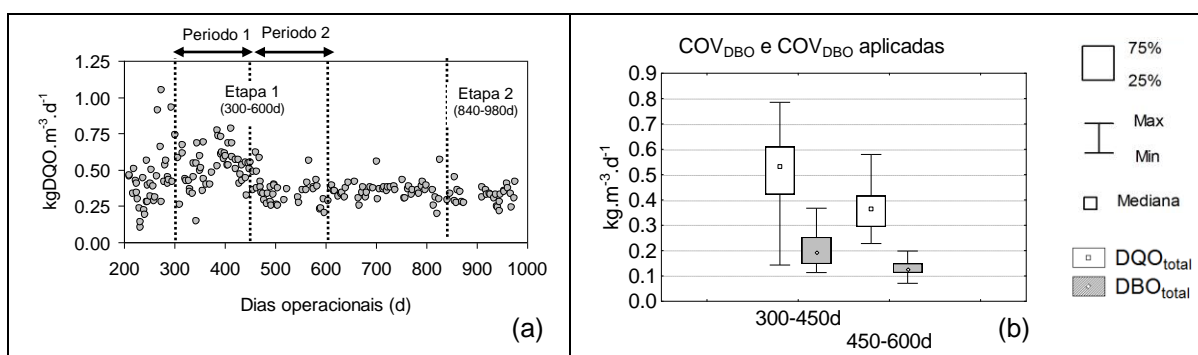


Figura 6.1. COVs aplicadas aos FBPs pós-UASB durante as etapas de investigação: (a) Série temporal  $\text{COV}_{\text{DQO}}$ . (b) Box-plot  $\text{COV}_{\text{DQO}}$  e  $\text{COV}_{\text{DBO}}$ . As COV aplicadas durante a etapa 1 (período 2) e etapa 2 foram semelhantes.

\* COV aplicadas foram apresentadas em função do volume do reator.



De acordo com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ( $\alpha = 5\%$ ) as CO aplicadas no período 2 foram significativamente menores que no período 1. As COV no período 1 estiveram em torno de 0,40-0,60 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> (0,15-0,25 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>). O período 2 apresentou COVs em torno de 0,30-0,40 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> (0,10-0,14 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>).

A Tabela 6.2 apresenta as CO<sub>DBO</sub> e C<sub>NTK</sub> aplicadas por m<sup>2</sup> de meio suporte (FBP-*Rotopack*) e por m<sup>3</sup> de espuma (FBP-*Rotosponge*). As CO aplicadas no FBP-*Rotopack* estiveram abaixo do valor tipicamente recomendado (2,4 gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) para uma remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N em torno de 90% (USEPA, 1991; TCHOBANOUGLOUS, 2003). Para C<sub>NTK</sub> os valores estiveram inseridos em uma faixa definida para a remoção simultânea de matéria orgânica e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (0,2-1,0 gNTK.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), próximo ao limite superior.

Para o FBP-*Rotosponge*, as CO<sub>DQO</sub> (0,6-1,3 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) estiveram consideravelmente abaixo das CO<sub>DQO</sub> utilizadas por Tandukar *et al.* (2006) - 2,0 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. No entanto, durante os experimentos com transientes hidráulicos e orgânicos no FBP<sub>DHS</sub> pós-UASB os autores observaram uma elevação de concentrações efluentes em até 20 mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.L<sup>-1</sup>. Portanto, a condição operacional adotada para o sistema UASB/FBP<sub>DHS</sub> poderia aumentar a probabilidade de falha para o sistema UASB/FBP-*Rotosponge* (limite adotado: 20 mgN.L<sup>-1</sup>).

Tabela 6.2. Cargas orgânicas e cargas de nitrogênio (NTK) aplicadas nos FBPs pós-UASB.

Períodos	FBP- <i>Rotopack</i> (aderência superficial de biomassa)		FBP- <i>Rotosponge</i> (aderência intersticial da biomassa)	
	gDBO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	gNTK.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	kgDQO.m <sup>-3</sup> espuma.d <sup>-1</sup>	kgNTK.m <sup>-3</sup> espuma.d <sup>-1</sup>
Período 1 (300-450 d)	0,9-1,9	0,9-1,0	0,9-1,3	0,25-0,30
Período 2 (450-600 d)	0,8-1,1	0,6-0,7	0,6-0,9	0,15-0,20

\* g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>: g/m<sup>2</sup> de área superficial de meio suporte; kg.m<sup>-3</sup> espuma.d<sup>-1</sup>: kg/m<sup>3</sup> de espuma.

### 6.2.5 Comunidade oxidadora de amônia nos FBPs

Este item descreve em síntese a metodologia para investigação da comunidade microbiana de oxidadoras de amônia (AOB) nos FBPs. Os detalhes sobre as técnicas de biologia molecular são apresentadas em MacConnell *et al.* (2011). A investigação teve como objetivo avaliar a estrutura de populações de AOB nos FBPs, e a relevância do uso de espumas de poliuretano para a especialização dos micro-organismos. Perfis de parâmetros físico-químicos foram utilizados para apoiar as discussões.

As amostras de biomassa nos sistemas FBP-*Rotopack* e FBP-*Rotosponge* foram tomadas em 3(*três*) diferentes períodos operacionais (P<sub>1</sub>: 300d; P<sub>2</sub>: 365d; P<sub>3</sub>: 400d), nos 4(*quatro*) compartimentos que compõem os FBPs. Após a coleta as amostras foram processadas para purificação de DNA, amplificação em PCR, e ensaios em DGGE.

Para a investigação da diversidade e dinâmica de comunidade de oxidadoras de amônia (AOB), MacConnell *et al.* (2012) apresenta as CO aplicadas (Figura 6.1a) em três períodos, em que o período 1 (300-450d) é dividido em períodos 1 e 2. Embora não tenham sido encontradas diferenças significativas entre CO e concentrações efluentes de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N entre os períodos 1 e 2, as elevações de CO podem promover alterações na comunidade microbiana.

## 6.3 Resultados e discussão

### 6.3.1 Nitrificação nos FBPs pós-reactores UASB

#### 6.3.1.1 Desempenho para remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N

A Figura 6.2a e 6.2b apresentam a série temporal para os períodos investigados e a remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N nos FBPs, respectivamente. Para o FBP-*Rotosponge* (300-450d), as concentrações efluentes de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N estiveram entre 6-10 mgN.L<sup>-1</sup> (remoção NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N: 80%), quando as COVs variaram de 0,40-0,60 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> (0,15-0,25 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>). Durante o período 2 (450-600d), as COVs estiveram abaixo de 0,40 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> (0,14 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) com remoções de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N acima de 90%. Neste momento, as concentrações efluentes de N-amoniacal reduziram-se para 2,5 mgN.L<sup>-1</sup>, com 80% dos valores abaixo de 3 mgN.L<sup>-1</sup>. A redução das COVs observadas entre os períodos 1 e 2 provavelmente reduziram a demanda de oxigênio por parte dos micro-organismos heterotróficos, aumentando a disponibilidade de oxigênio para nitrificantes. O modelo multiespécies desenvolvido para o FBP-*Rotosponge* (Capítulo 8) pretende quantificar tais mecanismos no sistema.

Para o FBP-*Rotopack*, as concentrações efluentes de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N foram de 15-30 mgN.L<sup>-1</sup> (Figura 6.2a), com 30% dos dados abaixo de 20 mgN.L<sup>-1</sup> (CO/m<sup>2</sup> 0,8-1,1 gDBOm<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). As eficiências de remoção NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N estiveram entre 40-50% (Figura 6.2b) considerando os dois períodos avaliados. Não foram observadas diferenças significativas de eficiências de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N entre os períodos investigados (Kruskal-Wallis,  $\alpha = 5\%$ ). Portanto, considerando as faixas de COVs aplicadas, a combinação UASB/FBP-*Rotosponge* foi mais apropriada para a manutenção das concentrações de N-amoniacal em níveis mais baixos.

De acordo com dados de sistemas em escala plena apresentados por Parker e Richards (1986) e USEPA (1991), os meios verticais plásticos tendem a promover remoções de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  em torno de 50-60% para CO aplicadas de  $2,4 \text{ gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ , um desempenho consideravelmente menor em comparação com outros meios suportes sintéticos (p.ex. *Cross-flow*  $45\text{-}60^\circ$  - remoção  $\text{NH}_4^+\text{-N} \geq 90\%$ ). No presente estudo, a CO aplicada ao FBP com meio vertical plástico (FBP-Rotopack) foi de  $0,8\text{-}1,1 \text{ gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  (Tabela 6.2). Os resultados de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  indicam que o sistema FBP-Rotopack necessita ser submetido a estratégias de projeto e operação, quando a nitrificação é desejada. No entanto, de acordo com os resultados apresentados por Parker e Richards (1986) a limitação do meio suporte em promover condições para a retenção de nitrificantes pode ser um importante fator.

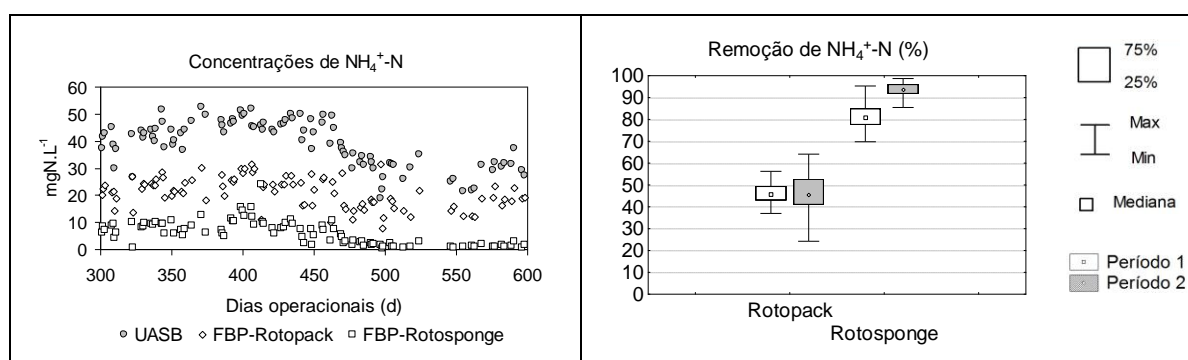


Figura 6.2. (a) Série temporal para concentrações de N-amoniaco. (b) Remoção de N-amoniaco durante os períodos 1 (dias operacionais: 300-450) e 2 (dias operacionais: 450-600).

Algumas características associadas a meios suportes baseados em espumas de poliuretano podem explicar o melhor desempenho para remoção de N-amoniaco associado a esses sistemas (MACHDAR *et al.* 2000; TAWFIK *et al.* 2009; MAHMOUD *et al.* 2010). Primeiramente, meios porosos podem promover de forma mais eficaz a retenção de micro-organismos com menores taxas de crescimento (p.ex.: nitrificantes oxidadoras de nitrito - NOB). Segundo, as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) em porções mais profundas da espuma são mais elevadas do que em sistemas onde a biomassa cresce aderida à uma superfície, comparando-se perfis de OD tipicamente observados em biofilmes (MORGENROTH, 2008) e em FBPs com meios suporte baseado em espumas de poliuretano (ARAKI *et al.*, 1999).

Machdar *et al.* (2000) observaram concentrações de OD acima de  $2 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  em profundidades da espuma até 3 mm. Tal constatação possivelmente provém da dispersão e escoamento do líquido no interior da matriz porosa, aumentando, portanto, a transferência de oxigênio nesses sistemas. Consequentemente, elevados tempos de retenção celular e uma

maior disponibilidade de oxigênio podem resultar em um maior acúmulo e atividade de micro-organismos nitrificantes em FBPs com espumas de poliuretano.

### 6.3.1.2 Retenção de biomassa e atividade nitrificante nos FBPs

*Retenção de biomassa.* Como mostram as Figuras 6.3a e 6.3b, os sistemas FBP-*Rotopack* e FBP-*Rotosponge* apresentaram diferentes concentrações de biomassa (sólidos voláteis - SV). As concentrações médias foram de 15 gSV.L<sup>-1</sup> (FBP-*Rotosponge*) e 0.6 gSV.L<sup>-1</sup> (FBP-*Rotopack*). As diferenças em termos de concentração de sólidos nos FBPs indicam uma maior idade do lodo no FBP-*Rotosponge*, sendo este um importante fator para a atividade nitrificante em reatores biológicos. A idade do lodo estimada no FBP-*Rotosponge* foi de 100 dias, assumindo que toda a fração particulada afluente ao FBP é retida nas espumas.

A Figura 6.3c mostra concentrações de NO<sub>x</sub>-N e NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, obtidas no período 1 (COV<sub>FBP</sub> 0,40-0,60 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>). As concentrações de NO<sub>x</sub>-N estiveram em torno de 15 mgN.L<sup>-1</sup> (FBP-*Rotopack*) e 23-30 mgN.L<sup>-1</sup> (FBP-*Rotosponge*), sugerindo uma maior atividade nitrificante no FBP-*Rotosponge*. Adicionalmente, as concentrações de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N foram mais elevadas no FBP-*Rotopack*, um aspecto possivelmente associado ao menor potencial de retenção de micro-organismos nitrificantes no FBP preenchido com meio vertical plástico. Portanto, os resultados obtidos no período 1 (CO<sub>FBP</sub> 0,40-0,60 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) reforçam o melhor desempenho de um FBP preenchido com meio suporte baseado em espumas de poliuretano para remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N por nitrificação biológica.

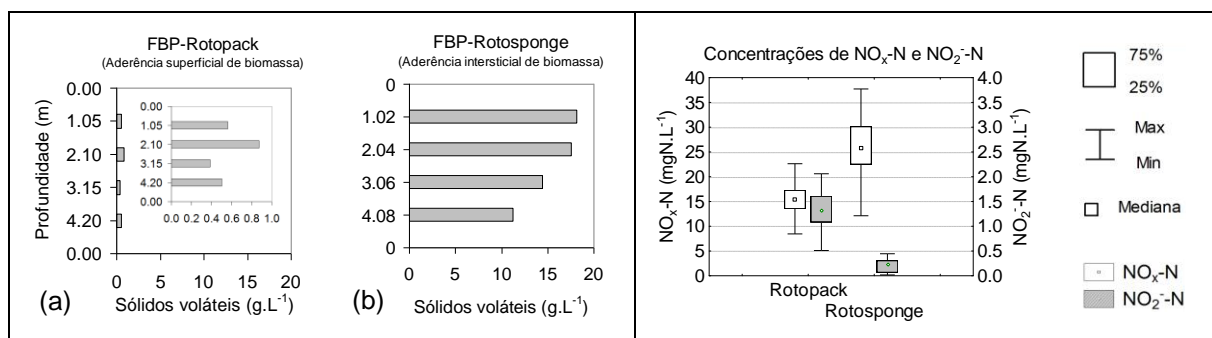


Figura 6.3. Concentrações de biomassa nos sistemas (a) FBP-*Rotopack* e (b) FBP-*Rotosponge*. (c) Concentrações de NO<sub>x</sub>-N e NO<sub>2</sub>-N (Período 1: 300-450d).

A evidência de acumulação de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N no FBP-*Rotopack*, possivelmente pelo menor potencial de retenção de biomassa (NOB, neste caso), foi observada durante o experimento com transiente hidráulico (Capítulo 7). Como mostra a figura 6.4a, as concentrações efluentes de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N aumentaram de 1,0-1,7 mgN.L<sup>-1</sup> com uma elevação contínua no período pós-

transiente. Para o FBP-*Rotosponge*, as concentrações efluentes de  $\text{NO}_2^-$ -N retornaram a concentrações pré-transientes após a redução da vazão ( $\text{TAS } 15\text{-}10 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ).

A partir das concentrações de  $\text{NO}_2^-$ -N (Figura 6.4b) e OD (Figura 6.4c) ao longo dos FBPs, não foram observadas associações que explicariam o maior acúmulo de  $\text{NO}_2^-$ -N por limitação de oxigênio dissolvido no FBP-*Rotopack*. Embora as concentrações de OD tenham sido razoavelmente semelhantes nos sistemas (ou mesmo maiores entre 0-210m no FBP-*Rotopack*), concentrações de até  $2,0 \text{ mgNO}_2^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$  foram observadas no FBP-*Rotopack*. Para o FBP-*Rotosponge*, as concentrações de  $\text{NO}_2^-$ -N estiveram entre 0 e  $0,5 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ . Portanto, a constituição do material de enchimento e a retenção da biomassa parecem ter sido fatores de maior importância para o acúmulo de  $\text{NO}_2^-$ -N.

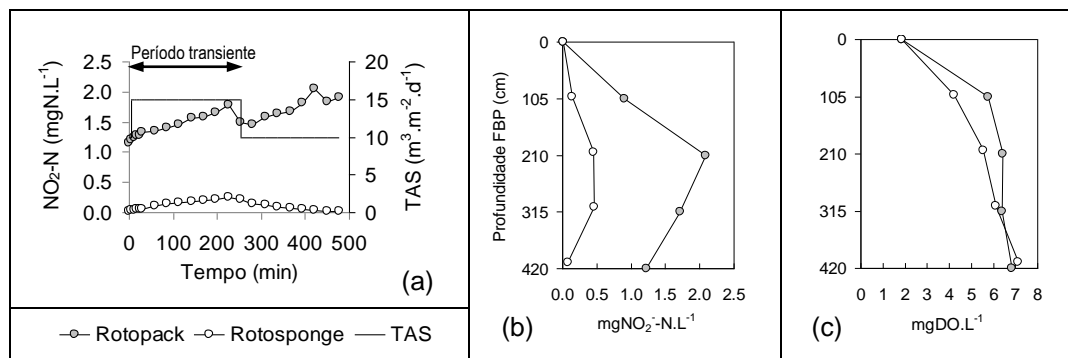


Figura 6.4. (a) Concentrações de  $\text{NO}_2^-$ -N no efluente final durante o transiente hidráulico ( $\text{TAS } 10\text{-}15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ). Perfil de  $\text{NO}_2^-$ -N (b) e OD (c) ao longo dos FBPs (período 1: 300-450d). O material de enchimento parece ser um fator para o acúmulo de  $\text{NO}_2^-$ -N em FBPs pós-reactores UASB.

Os resultados de Chuang *et al.* (2007) sobre nitrificação parcial em um FBP com espuma de poliuretano indicaram que a elevação de concentrações efluentes de  $\text{NO}_2^-$ -N iniciou-se quando as concentrações de OD (seio líquido) estiveram abaixo de  $2,0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ . As concentrações de OD no FBP-*Rotopack* e FBP-*Rotosponge* estiveram sistematicamente acima de  $2,0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  ao longo do volume reacional ( $6\text{-}8 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ) durante todo o período investigado.

*Atividade nitrificante.* A Figura 6.5 mostra a atividade nitrificante aparente (em termos de  $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}_{\text{removido}} / \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  ou  $\text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ ) e as concentrações de  $\text{NO}_2^-$ -N e  $\text{NO}_3^-$ -N durante os períodos 1-2. As taxas de remoção máximas de  $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$  (Figura 6.5a e 6.5d: 300-450d) estiveram em torno de  $50 \text{ gNH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{reator} \cdot \text{L}^{-1}$  (FBP-*Rotopack*) e  $95 \text{ gNH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{reator} \cdot \text{L}^{-1}$  (FBP-*Rotosponge*), considerando CO aplicadas de  $0,40\text{-}0,60 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . Durante o período 2 (450-600d) as taxas de remoção reduziram-se para  $30 \text{ gNH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{reator} \cdot \text{d}^{-1}$  (FBP-*Rotopack*) e  $65 \text{ gNH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{reator} \cdot \text{d}^{-1}$  (FBP-*Rotosponge*), mesmo com menores CO aplicadas ( $0,30\text{-}0,40 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ). Para o FBP-*Rotosponge*, as taxas de nitrificação parecem ter sido compatíveis com as

concentrações afluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $30 \text{ mgN.L}^{-1}$ ), e o balanço entre as concentrações efluentes de  $\text{NO}_x\text{-N}$  ( $25 \text{ mgN.L}^{-1}$ ) e perdas de N ( $5 \text{ mgN.L}^{-1}$ ) no período 2. Para o FBP-*Rotopack*, a redução das taxas de nitrificação sugerem alterações no processo de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , como discutido a seguir. Portanto, as menores CO aplicadas não resultaram em aumento de eficiência e taxas de nitrificação no FBP-*Rotopack*.

Fundamentalmente, a redução de CO aplicadas promove o aumento de frações volumétricas de micro-organismos nitrificantes no biofilme e de taxas de nitrificação (WANNER e GUJER, 1985; OHASHI *et al.*, 1995). Contudo, durante o período 2 (450-600d) foi observada a presença expressiva de macrofauna (caramujos e larvas) no FBP-*Rotopack*, um fator responsável pela redução da nitrificação em FBPs (PARKER *et al.*, 1997; USEPA, 1993; TCHOBANOUGLOUS, 2007). Tais organismos tendem a intensificar o desprendimento da biomassa e a fragmentação da matriz microbiana por processos como ‘grazing’ e ‘sloughing’. Por consequência, o fluxo de substrato ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ; OD) para o interior do biofilme é reduzido em virtude da diminuição da abundância de nitrificantes no reator (WANNER *et al.*, 2006).

A partir da revisão da literatura (item 2.2.2) foram identificados trabalhos que relatam a influência de predadores na nitrificação em FBPs preenchidos com meios plásticos, principalmente em FBPs de baixa carga (ANDERSSON *et al.*, 1994; WEF, 2000). As experiências com FBPs nitrificantes sugerem que o controle de predadores contribui para o aumento de taxas de nitrificação de  $1,2\text{-}1,6 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  para até  $3,2 \text{ gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  (USEPA, 1993).

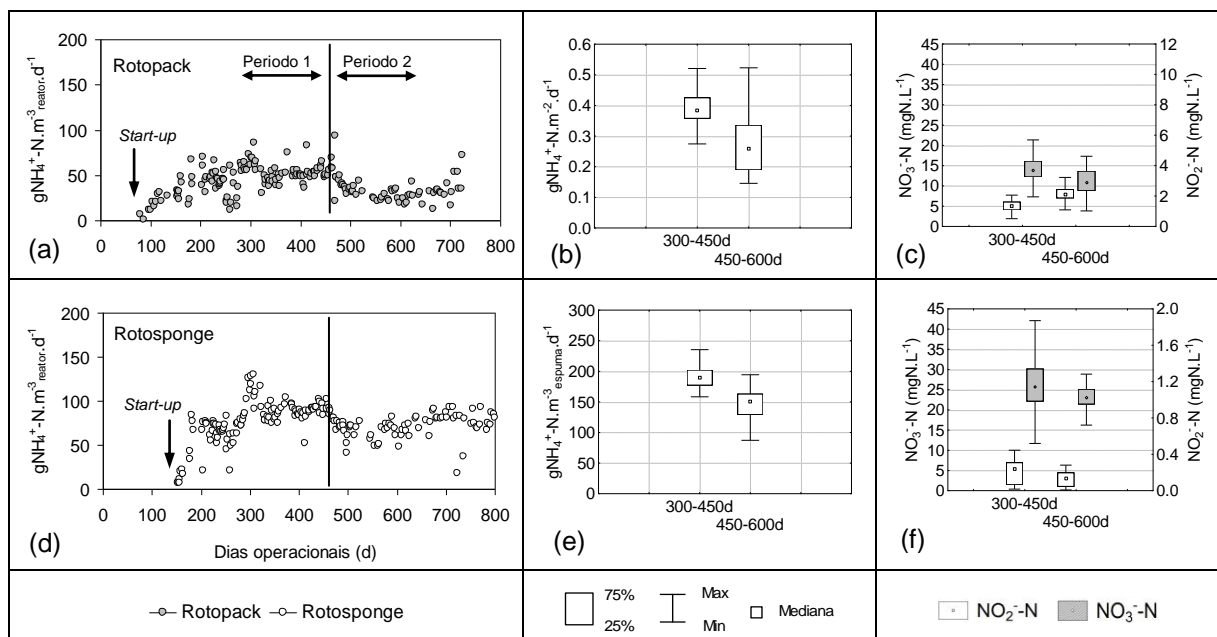


Figura 6.5. Atividade nitrificante aparente (em termos de  $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{removido}}$ ) nos sistemas FBP-*Rotopack* e FBP-*Rotosponge* (períodos 1 e 2): (a-b) por volume de reator, (c) por área de meio suporte (FBP-*Rotopack*), (d) por  $\text{m}^3$  de espuma (FBP-*Rotosponge*) e (e-f) concentrações de  $\text{NO}_2\text{-N}$  e  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

No FBP-*Rotopack* (meio vertical plástico), a nitrificação aparente máxima esteve em torno de  $0,37 \text{ gNH}_4^+-\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  (300-450d), sendo reduzida para  $0,18 \text{ gNH}_4^+-\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  entre os dias 450-600d (Figura 6.5b). A redução das concentrações efluentes de  $\text{NO}_3^--\text{N}$  (de 15 para  $10 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e o aumento de concentrações de  $\text{NO}_2^--\text{N}$  (Figura 6.5c) são evidências da redução da atividade nitrificante no sistema, e a presença de predadores no FBP-*Rotopack* (período 2) pode ter sido um dos principais fatores associados. Adicionalmente, entre os períodos 1-2 houve uma redução no consumo de alcalinidade de 130 para  $100 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  (dados não apresentados). Durante o período operacional (300-450d) foi observada em geral uma relação de  $6,0\text{-}7,0 \text{ gCaCO}_3\text{consumida}/\text{gNH}_4^+-\text{N}_{\text{oxidado}}$ . Tal faixa é consistente com a estequiometria do processo de nitrificação e com resultados obtidos por Figueroa e Silverstein (1992).

A taxa de nitrificação aparente máxima no FBP-*Rotopack* ( $0,37 \text{ gNH}_4^+-\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) não foi satisfatória para a remoção de  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ , uma vez que as concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  estiveram acima de  $20 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  em 70% dos casos. Para FBPs com meios plásticos pós-decantadores primários, taxas de nitrificação em torno de  $0,35\text{-}0,40 \text{ gNH}_4^+-\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  são esperadas para relações DBO/NTK em torno de 6,5 (WEF, 2000). No caso de efluentes de reatores UASB, as relações DBO/NTK em torno de 1,6-2,2 e a menor biodegradabilidade da matéria orgânica deveriam ser fatores para o incremento da nitrificação nos sistemas. Tais aspectos necessitam ser estudados em FBPs pós-UASB, uma vez que a baixa biodegradabilidade do efluente do reator UASB e menor relação DBO/NTK não induz a um incremento das taxas de nitrificação no sistema, como mostram os resultados da Tabela 2.16.

Portanto, para o aprimoramento tecnológico de FBPs pós-reatores UASB com meios suportes verticais plásticos sugere-se que estratégias operacionais como a recirculação do efluente final sejam aplicadas, visando o controle de predadores (USEPA, 1993) e a redução da resistência à transferência de massa na superfície do biofilme por aumento da TAS (BOLTZ *et al.*, 2011). Para as condições operacionais impostas, mesmo com limites de concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  mais flexíveis ( $20 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ), dificilmente o uso do sistema UASB/FBP-*Rotopack* proporcionaria baixas probabilidades de falha, em termos de remoção de N-amoniacoal.

Para o FBP-*Rotosponge*, as taxas de nitrificação aparente estiveram entre 170-200 e  $130\text{-}160 \text{ gNH}_4^+-\text{N}\cdot\text{m}^{-3}\text{espuma}\cdot\text{d}^{-1}$  nos períodos 1 e 2, respectivamente (Figura 6.5e). Portanto, no período 2 as taxas de nitrificação foram reduzidas, conforme observado para o FBP-*Rotopack*. Neste caso, as baixas concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  ( $0,5\text{-}3,0 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e a menor variabilidade de concentrações de  $\text{NO}_3^--\text{N}$ , acompanhadas de reduzidas concentrações de  $\text{NO}_2^--\text{N}$  (Figura 6.5f) sugerem uma estabilidade do processo de nitrificação. As menores concentrações

afluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (450-600d), a limitação de substratos em compartimentos do FBPs-*Rotosponge*, juntamente com os efeitos da macrofauna (predadores) no reator podem ser fatores de relevância.

A partir de simulações matemáticas, Morgenroth (2008) indica que  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  via de regra é o substrato limitante em reatores com biofilme, quando observada a relação  $0,27 \text{ gNH}_4^+\text{-N/gO}_2$  no seio líquido. Isto significa que para concentrações de  $6\text{-}8 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  (seio líquido), o N-amoniaco seria o substrato limitante quando observados valores em torno de  $1,5\text{-}2,2 \text{ mgNH}_4^+\text{-N.L}^{-1}$ . Acima de tais valores o oxigênio passa a ser o substrato limitante. Adicionalmente, a alcalinidade carbonato ( $\text{CaCO}_3$ ) é um fator interveniente no processo de nitrificação (para síntese celular e inibição por  $\text{H}^+$ ). Os estudos de Biesterfeld *et al.* (2003) mostraram que a produção de  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  é sistematicamente reduzida com concentrações de  $\text{CaCO}_3$  abaixo de  $40\text{-}45 \text{ mg.L}^{-1}$ .

A Figura 6.6 mostra os perfis de relações  $\text{gN/gO}_2$  (Figura 6.6a-b) e parâmetros físico-químicos ao longo dos FBPs (Figura 6.6c-e). As relações  $\text{NH}_4^+\text{-N/O}_2$  ao longo do FBP-*Rotopack* (Figura 6.6a) estiveram entre  $4,0 \text{ gNH}_4^+\text{-N/gO}_2$  (profundidade 105cm) e  $3,3\text{-}2,4 \text{ gNH}_4^+\text{-N/gO}_2$  (210-420cm) e as concentrações ao longo do reator estiveram sistematicamente acima de  $15 \text{ mg NH}_4^+\text{-N.L}^{-1}$  para  $6\text{-}8 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  (Figura 6.6c).

Assim, no período 2 (450-600d), possivelmente  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  não foi o substrato limitante no FBP-*Rotopack*. Adicionalmente, as concentrações de  $\text{CaCO}_3$  estiveram acima de  $40 \text{ mg.L}^{-1}$  durante todo o período operacional (período 1:  $130 \text{ mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$ ; período 2:  $100 \text{ mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$ ) e ao longo do FBP-*Rotopack* (Figura 6.6e). Portanto, o consumo de carbono inorgânico ( $\text{CaCO}_3$ ) parece não ter sido um fator para a redução das taxas de nitrificação no FBP-*Rotopack*. As tendências de elevadas relações  $\text{NH}_4^+\text{-N/O}_2$  e concentrações de  $\text{CaCO}_3$  foram igualmente observadas no período 1 (300-450d), indicando que durante todo o período operacional (300-600d) provavelmente não houve limitações em termos de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{CaCO}_3$ . Tais aspectos reforçam a hipótese de que a presença de macrofauna foi um dos principais fatores para a redução de taxas de nitrificação em condições de menores COVs aplicadas.



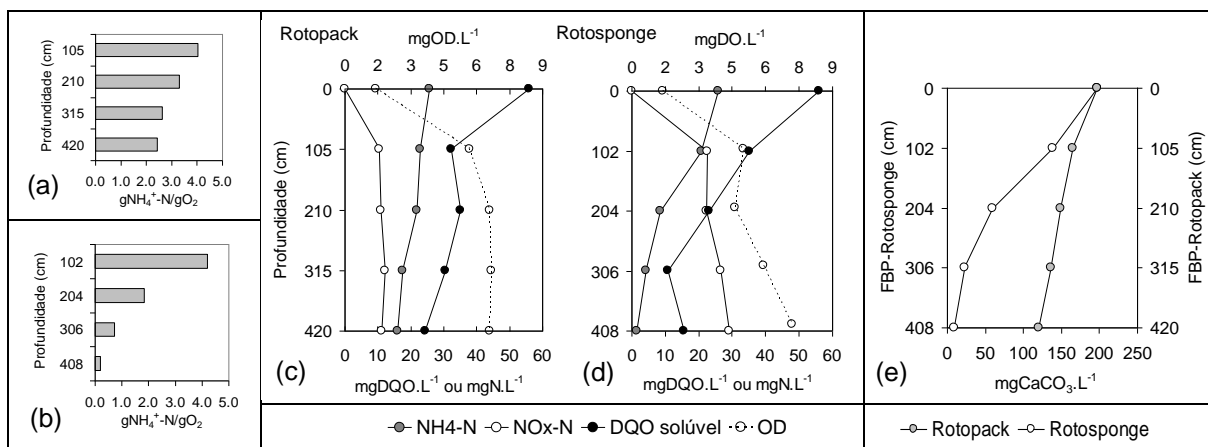


Figura 6.6. Perfis de relações  $\text{gN/gO}_2$ : (a) FBP-Rotopack e (b) FBP-Rotosponge. Perfis de parâmetros físico-químicos: (c-e). Os gráficos foram implementados considerando dados do período 2: 450-600d.

No FBP-Rotosponge (Figura 6.6b) as relações  $\text{gN/gO}_2$  foram menores do que no FBP-Rotopack a partir do compartimento 2 (204cm), variando de 1,8 a 0,2  $\text{gNH}_4^+\text{-N/gO}_2$  entre os compartimentos 2 e 4 (204-408cm). A relação 0,27  $\text{gNH}_4^+\text{-N/gO}_2$  foi somente verificada no compartimento 4 (306-408cm), sugerindo que a limitação de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  não foi um fator para a redução de taxas de nitrificação no sistema em boa parte do volume reacional. As menores concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  no período 2 (Figura 6.2a) e o elevado consumo de  $\text{CaCO}_3$  podem ter sido fatores de relevância para a completa remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

Como mostra a Figura 6.6e, a partir do compartimento 3 (204cm) as concentrações de  $\text{CaCO}_3$  tenderam a valores menores que  $50 \text{ mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$ . Consequentemente, do compartimento 2 (102-204cm) para os compartimentos inferiores (204-408cm e 306-408cm) as taxas de nitrificação reduziram-se de 63 para  $22 \text{ gNH}_4^+\text{-N.m}^{-3}_{\text{espuma.d}^{-1}}$ , o que indica um possível decréscimo das taxas de nitrificação por baixas concentrações de  $\text{CaCO}_3$ , em acordo com os resultados de Biesterfeld *et al.* (2003).

Durante o período 1 (300-450d) as tendências de relações  $\text{NH}_4^+\text{-N/O}_2$  menores que 0,27  $\text{gNH}_4^+\text{-N/gO}_2$  foram igualmente observadas no FBP-Rotosponge, mesmo com concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  afluentes e efluentes mais elevadas que no período 2 (450-600d). No entanto, foi observada a remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  com produção de  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , quando as concentrações de  $\text{CaCO}_3$  estiveram abaixo de  $40 \text{ mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$ . Neste sentido, a influência de substratos limitantes nas taxas de nitrificação observadas para o FBP-Rotosponge deve ser investigada, e a modelagem matemática pode ser uma importante ferramenta nesta perspectiva.

Portanto, para o FBP-*Rotosponge* o potencial fator para a redução da atividade nitrificante em condições de menores CO aplicadas associa-se às menores concentrações afluentes de  $\text{NH}_4^+$ -N, em combinação com a expressiva redução de  $\text{CaCO}_3$  ao longo do volume reacional. Tais componentes atuaram, portanto, como substratos limitantes em porções inferiores do sistema. Para o FBP-*Rotopack*, a presença de predadores parece ter sido o principal fator.

#### 6.3.1.3 Concentrações de substratos orgânicos ( $\text{DBO}_{\text{total}}$ e $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$ ) e nitrificação.

De acordo com informações contidas no Capítulo 2: revisão de literatura (Tabela 2.4), Wanner e Gujer (1985), por meio de simulações matemáticas, indicaram que micro-organismos heterotróficos e nitrificantes tendem a coexistir com concentrações de  $\text{DQO}_{\text{solúvel}} < 30 \text{mgDQO.L}^{-1}$  no seio líquido. Em termos de concentrações de  $\text{DBO}_{\text{total}}$ , Figueroa e Silverstein (1992) obtiveram resultados sugerindo concentrações  $< 20 \text{mgDBO.L}^{-1}$  para o início do processo de nitrificação.

Como mostra a Figura 6.6c-d, as concentrações de  $\text{NO}_x\text{-N}$  elevaram-se com concentrações de  $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$  em torno de 30 e 35  $\text{mgDQO.L}^{-1}$  no FBP-*Rotopack* e FBP-*Rotosponge*, respectivamente. No período 1, as concentrações de  $\text{NO}_x\text{-N}$  elevaram-se quando as concentrações de  $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$  estiveram em torno de 20  $\text{mgDQO.L}^{-1}$  (dados não apresentados).

O aumento das taxas de remoção de N-amoniaco e concentrações de  $\text{NO}_x\text{-N}$  no FBP-*Rotosponge* foi verificado com concentrações de  $\text{DBO}_{\text{total}}$  entre 20-33  $\text{mgDBO.L}^{-1}$ . Para o FBP-*Rotopack*, as concentrações de  $\text{DBO}_{\text{total}}$  estiveram sistematicamente entre 40-50  $\text{mgDBO.L}^{-1}$ . Portanto, as concentrações de  $\text{DBO}_{\text{total}}$  ao longo do volume reacional do FBP-*Rotopack* podem explicar as menores taxas de nitrificação neste sistema.

#### 6.3.1.4 Micro-organismos oxidadores de amônia (AOB) nos FBPs.

A Figura 6.7 apresenta perfis de DGGE para AOB nos FBP-*Rotopack* e FBP-*Rotosponge*. Para o FBP-*Rotosponge*, foi observada uma elevada heterogeneidade com mudanças na estrutura da comunidade de AOB ao longo do FBP ( $\text{C}_1\text{-C}_4$ ), bem como em relação aos períodos operacionais ( $\text{P}_1\text{-P}_3$ ). As alterações mais expressivas foram nos compartimentos  $\text{C}_3\text{-C}_4$  (204-408cm), quando as concentrações de DQO (20-30  $\text{mgDQO.L}^{-1}$ ) e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $< 30 \text{mgN.L}^{-1}$ ) foram consideravelmente reduzidas.

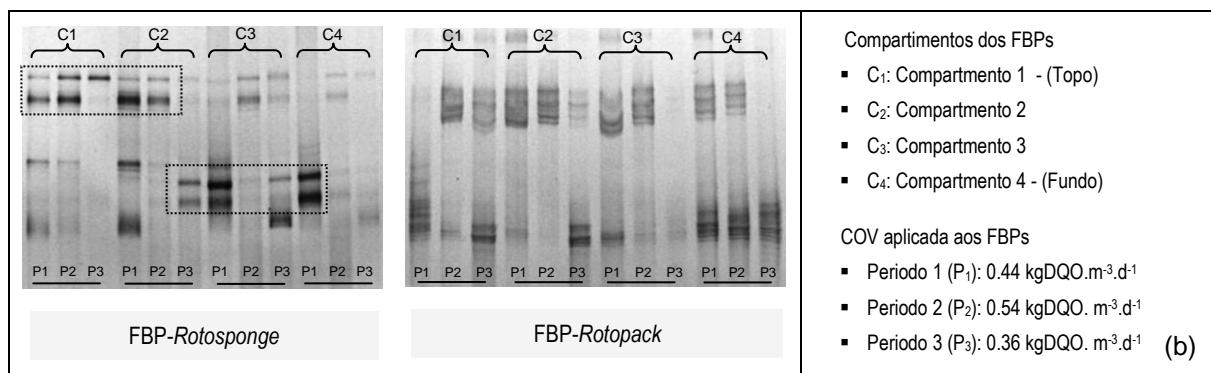


Figura 6.7. (a) Perfis de bandas de DGGE AmoA coletadas em diferentes profundidades (C<sub>1</sub>-C<sub>4</sub>), em diferentes períodos operacionais (P<sub>1</sub>-P<sub>3</sub>). (b) Compartimentos dos FBPs e períodos operacionais conforme estabelecido por McConell *et al.* (2011). Uma distribuição mais heterogênea de populações AOB foi observada no FBP-Rotosponge, possivelmente associada às variações de componentes orgânicos e inorgânicos do longo do volume reacional.

As indicações de limitação de substratos em porção inferior do FBP-Rotosponge (306-408cm) provavelmente estão associadas à redução na intensidade das bandas no compartimento 4, observadas nos períodos P<sub>2</sub> e P<sub>3</sub> (Figura 6.7a). Portanto, a natureza do decaimento de concentrações de DQO, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N e CaCO<sub>3</sub> com o uso de meio suporte baseado em espuma de poliuretano (p.ex.: Figura 6.6) e as CO aplicadas parecem influenciar a dinâmica das populações envolvidas na remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N. A redução da intensidade de bandas e as limitações em termos de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N e CaCO<sub>3</sub> no compartimento 4 (C<sub>4</sub>, Figura 6.7a), podem indicar uma menor relevância do referido volume reacional para a melhoria de qualidade do efluente final em termos de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, considerando condições operacionais médias com COV

As populações associadas às bandas superiores nos compartimentos 1-2 (Figura 6.7a) possivelmente adaptam-se à maiores cargas orgânicas, enquanto que as populações detectadas em porções inferiores parecem ser afins com baixas cargas orgânicas e concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N. Durante os períodos 1-2 (CO 0,44-0,54 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) não foram observadas diferenças estatísticas entre as CO aplicadas e concentrações efluentes de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (Kruskal-Wallis,  $\alpha = 5\%$ ). No entanto, as mudanças no padrão de bandas nos compartimentos C<sub>2</sub> a C<sub>4</sub> (períodos P<sub>1</sub> e P<sub>2</sub>) sugerem alterações de populações de AOB, um exemplo de *redundância funcional* em que diferentes populações de AOB foram capazes de desempenhar funções bioquímicas similares. Durante o período operacional investigado (P<sub>1</sub>-P<sub>3</sub>), as sucessões ecológicas (AOB) foram claramente observadas, tendo em vista as alterações de bandas (Figura 6.7a). Tal comportamento é comumente observado em reatores biológicos (RITTMANN e McCARTY, 2001). Uma análise mais aprofundada sobre a diversidade e dinâmica de AOB no FBP-Rotosponge é apresentada em MacConell *et al.* (2011).

Para o FBP-*Rotopack*, as mudanças na estrutura da comunidade de AOB foi menos evidente. O menor potencial para retenção de micro-organismos, bem como as menores mudanças em termos de concentrações de substratos ao longo do volume reacional podem explicar a maior homogeneidade de espécies ao longo do FBP e entre os períodos operacionais.

Portanto, as diferenças de constituição e configuração entre os meios suportes *Rotopack* (adesão estritamente superficial de biomassa) e *Rotosponge* (retenção intersticial de biomassa) parecem induzir a uma especialização de populações de AOB nos FBPs pós-reatores UASB. Neste caso, a maior diversidade de AOB no FBP-*Rotosponge* pode ser um importante fator para uma maior robustez às variações de fatores intervenientes no processo de nitrificação, como observado em FBPs pós-decantadores primários (ROWAN *et al.*, 2003).

### 6.3.2 Remoção de nitrogênio: uma perspectiva para FBPs com espumas de poliuretano

#### 6.3.2.1 Breve contextualização sobre a remoção de N em reatores com biofilmes

A remoção de nitrogênio (N) por assimilação (síntese celular) e desnitrificação heterotrófica em FBPs (redução dissimilatória de  $\text{NO}_2^-$ -N e  $\text{NO}_3^-$ -N a  $\text{N}_2$ ) com meios suportes de adesão estritamente superficial tem sido reportada em vários estudos (PARKER e RICHARDS *et al.*, 1986; DORIAS e BAUMANN, 1994; BIESTERFELD *et al.*, 2003b). Adicionalmente, a descoberta de um novo grupo microbiano '*Anaerobic ammonium oxidizers*' ou bactéria '*Anammox*' (MULDER *et al.*, 1995) possibilitou o desenvolvimento de tecnologias em que a oxidação de N-amoniaco a  $\text{N}_2$  ocorre com  $\text{NO}_2^-$ -N como aceptor de elétrons, em condições anaeróbias (portanto, em um "curto-circuito" no ciclo de nitrogênio). Em sistemas naturais, admite-se que 50% da desnitrificação é desempenhada por bactérias Anammox (van LOOSDRECHT, 2008). Ademais, a desnitrificação autotrófica por *Thiobacillus Denitrificans* tem sido reportada, muito embora existam evidências de que as condições ambientais em reatores tratando esgoto doméstico não permitam que o processo seja dominante.

Nos sistemas aeróbios com biofilmes a desnitrificação ocorre a maiores taxas em compartimentos onde o oxigênio é limitante ou ausente (espessura biofilme > 100-200  $\mu\text{m}$ ). Neste sentido, remoções de N de 25-50% tem sido reportadas em FBPs com nitrificação, operando pós-decantadores primários e com recirculação do efluente final (PARKER e RICHARDS, 1986; BIESTERFELD *et al.* 2003b). Dorias e Baumann (1994), apresentam resultados de remoção de N em FBPs de 70-80% ( $67-110 \text{ gN.m}^{-3}_{\text{reator}}.\text{d}^{-1}$ ; CO 0,4-0,8  $\text{kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ ; TAS 30-65  $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ). No entanto, tal desempenho foi atribuído ao uso de estratégias para a limitação intermitente de  $\text{O}_2$ . Em um FBP pós-decantador primário com

recirculação 1:1 a remoção de N esperada é de 25%. No entanto, cabe ressaltar que o processo de remoção de nitrogênio por desnitrificação heterotrófica é dependente da concentração e da biodegradabilidade da matéria orgânica afluenta, via de regra o substrato limitante no processo de desnitrificação heterotrófica (RITTMANN e McCARTY, 2001; BIESTERFELD *et al.*, 2003; EKAMA e WENTZEL, 2008).

A remoção de N e as estratégias de recirculação do efluente final serão abordadas como uma perspectiva para os sistemas UASB/FBP investigados, uma vez que os dados obtidos até o momento não permitem extrair informações conclusivas a respeito de tais possibilidades.

### 6.3.2.2 Remoção de N nos sistemas FBP-Rotopack e FBP-Rotosponge

A Figura 6.5a mostra a remoção de NTK e  $\text{NO}_x\text{-N}$  produzido (em  $\text{mgN.L}^{-1}$ ), em ambos os FBPs. O valor de NTK foi considerado em virtude do processo de amonificação, que, por sua vez, pode elevar o  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  disponível para síntese e produção de energia. Como observado, a diferença entre a remoção de NTK e produção de  $\text{NO}_x\text{-N}$  foi maior no FBP-Rotosponge (mediana  $10 \text{ mgN.L}^{-1}$ ), em comparação com o FBP-Rotopack ( $< 5 \text{ mgN.L}^{-1}$ ). Neste caso, a remoção de nitrogênio total ( $\text{NT} = \text{NTK} + \text{NO}_x\text{-N}$ ) foi de 10% (FBP-Rotopack) e 26% (FBP-Rotosponge). Portanto, o FBP-Rotosponge foi capaz de produzir um desempenho observado em FBPs pós-decantadores primários para remoção de NT, sem a necessidade de recirculação do efluente final. A remoção de NT observada no FBP-Rotosponge é consistente com os resultados de Tandukar *et al.* (2006) operando um FBP pós-reactores UASB com meio suporte baseado em espumas de poliuretano. A remoção de NT observada no FBP-Rotopack pode estar associada predominantemente à assimilação de nitrogênio pela biomassa, um aspecto a ser verificado em estudos posteriores.

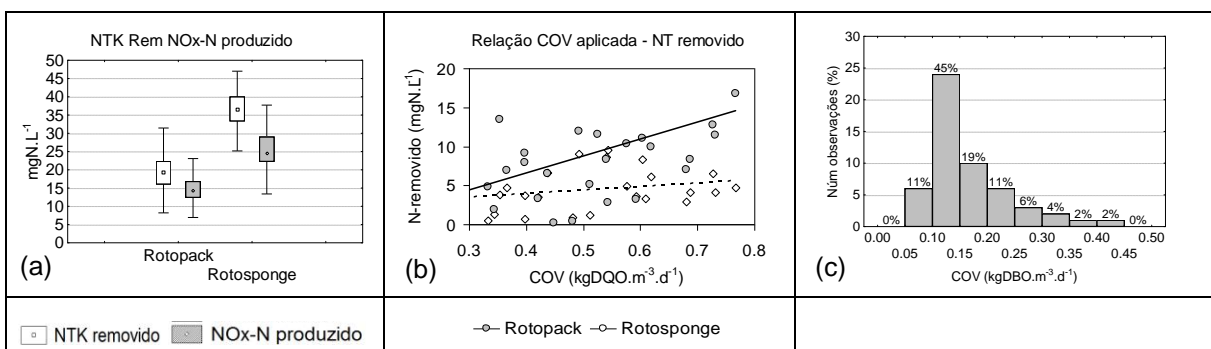


Figura 6.8. (a) NTK removido e  $\text{NO}_x\text{-N}$  produzido nos FBPs pós-UASB. (b) Relação entre COV aplicada nos FBPs e o montante de N-total removido nos sistemas FBP-Rotopack e FBP-Rotosponge. Histograma de distribuições de COV durante o período operacional (300-600d).

Os resultados apresentados na Figura 6.8b mostram a relação entre as COVs aplicadas nos FBPs e a remoção de NT nos sistemas. Para o FBP-*Rotopack*, ainda que uma associação positiva entre COV aplicadas e a remoção de NT tenha sido observada, a remoção de nitrogênio no sistema foi pouco expressiva com variações abaixo de  $5 \text{ mgN.L}^{-1}$ , quando as COVs passaram de  $0,3 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  para  $0,8 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ . A relação média  $6,8 \text{ gCaCO}_3\text{consumida/gNH}_4^+\text{-N}_{\text{oxidado}}$  observada durante o período operacional reforça a evidência de que a desnitrificação heterotrófica não foi um processo dominante no FBP preenchido com meio suporte vertical plástico (FBP-*Rotopack*).

Para o FBP-*Rotosponge*, em um melhor cenário, a remoção de NT foi elevada de  $5 \text{ mgN.L}^{-1}$  para  $15 \text{ mgN.L}^{-1}$  (COV de  $0,3$  para  $0,8 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ ), com uma remoção de NT mais expressiva quando as COVs estiveram próximas de  $0,8 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ . No entanto, uma relação média de  $7,1 \text{ gCaCO}_3\text{consumida/gNH}_4^+\text{-N}_{\text{oxidado}}$  foi observada de forma similar ao ocorrido no FBP-*Rotopack*. Neste sentido, a desnitrificação heterotrófica pode não ser um fator relevante em ambos os FBPs pós-reactores UASB, e outros processos (p.ex.: assimilação de N; processo Anammox) podem assumir relativa importância no sistema. Em virtude da presença de porções anóxicas no interior da espuma e elevada idade do lodo a atividade de bactérias Anammox pode ser um fator. É possível que tais micro-organismos possam competir com oxidadoras de nitrito (NOB) quando o oxigênio é limitante em porções internas da espuma. De fato, bactérias Anammox foram detectadas em todas as amostras do período 1.

Com relação à desnitrificação heterotrófica, a elevada idade do lodo favorece a produção de fonte adicional de substrato em zonas anóxicas da espuma, tendo em vista que a hidrólise é um fator limitante para a transformação da biomassa inativa em componentes solúveis (RITTMANN e McCARTY, 2001; EKAMA e WENTZEL, 2008). Adicionalmente, as taxas de nitrificação no FBP-*Rotosponge* tende a prover fração suficiente de aceptores de elétrons ( $\text{NO}_2^- \text{-N}$ ;  $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ) para a desnitrificação heterotrófica. No entanto, a biodegradabilidade de substratos orgânicos ao longo de uma sistema com elevado TDH, como é o caso do FBP-*Rotosponge*, pode dificultar a remoção de N através de tal rota metabólica.

Tandukar *et al.* (2007) afirmam que a remoção de NT em um FBP pós-reator UASB preenchido com espumas de poliuretano é predominantemente realizada por desnitrificação heterotrófica. Os autores apresentam a hipótese de que o material intracelular de células inativas são utilizadas como fonte adicional de carbono pela biomassa heterotrófica em regiões anóxicas da espuma. Por consequência, tal mecanismo explicaria ainda a estabilidade do sistema da baixa produção de sólidos.

De fato, com a elevada idade do lodo no volume reacional (100 dias, aproximadamente), a hidrólise dos materiais intracelulares (biomassa inativa) e o consumo de frações biodegradáveis de biomassa inativa podem ser melhor desempenhados. No entanto, Tandukar *et al.* (2007) assumem que a assimilação de N para síntese celular foi inexpressiva, indicando que a desnitrificação heterotrófica é o principal mecanismo para remoção de N no sistema DHS. Tal afirmativa é questionável, uma vez que as concentrações de  $N_2$  não foram determinadas e as relações  $gCaCO_{3consumida}/gNH_4^+-N_{oxidado}$  necessitam ser introduzidas como evidências concretas que suportem tal afirmativa.

Os mecanismos associados à remoção de N devem ser definitivamente estudados em FBPs pós-reactores UASB, pois as fontes de carbono orgânico exógenas (efluente UASB) e endógenas (material intracelular de células inativas) possuem uma cinética de degradação lenta e o referido componente pode ser, portanto, o substrato limitante do processo. Adicionalmente, em que pesem os resultados observados para o FBP-*Rotosponge* foram observadas notáveis instabilidades do processo de remoção de NT, com remoções mais expressivas associadas a COV mais elevadas (Figura 6.8b). Contudo, como mostra a Figura 6.8c, as COV aplicadas ao sistema foram relativamente baixas (0,10-0,20  $kgDBO.m^{-3}.d^{-1}$ ) em 65% do período operacional (300-600d). Neste sentido, a reduzida remoção de NT em condições de baixa COV sugere que a utilização de frações biodegradáveis de biomassa inativa como fonte adicional de substrato orgânico não foi suficiente para manter a estabilidade do processo em um período anual de operação.

Cabe ressaltar que a dispersão dos dados da relação N removido e COV (Figura 6.8b) sugere que o aumento da remoção de NT não pode ser explicado somente pela elevação de cargas orgânicas. Assim, a síntese celular e a atividade de bactérias Anammox são possíveis fatores intervenientes na remoção de NT em FBPs preenchidos com meio suportes baseados em espuma de poliuretano.

Considerando a instabilidade observada para a remoção de nitrogênio nos FBPs, novas estratégias operacionais são necessárias para que remoção de N possa ocorrer simultaneamente de forma mais estável nesses sistemas. Adicionalmente, a acumulação de intermediários da desnitrificação, conhecidos como gases associados ao efeito estufa ( $NO$  e  $N_2O$ ) precisa ser investigada nos FBPs, uma vez que a geração desses gases é consideravelmente variável entre tecnologias de tratamento de esgotos (FOLEY *et al.*, 2010; WARNEKE *et al.*, 2011).

### 6.3.2.3 Recirculação do efluente final para remoção de N em FBP com meio suporte baseado em espuma de poliuretano

Considerando a retenção de biomassa/matéria orgânica particulada (SV) no topo do FBP-*Rotosponge* (Figura 6.3b) e a instabilidade das concentrações efluentes de NT a recirculação do efluente final foi avaliada como uma estratégia para o aprimoramento da remoção de N. O objetivo da recirculação do efluente final foi promover a desnitrificação heterotrófica pela indução de uma maior disponibilidade de formas oxidadas de nitrogênio (neste caso, principalmente  $\text{NO}_3^-$ -N) em uma região do FBP (topo do reator) em que são observadas maiores concentrações de matéria orgânica. A etapa de investigações (etapa 2, Figura 6.1a) foi compreendida entre os dias operacionais 840-980d, em que o efluente final foi recirculado para o topo do FBP-*Rotosponge* em uma razão de 1:1 (100%).

Como apresentado no item 6.2.4, as COVs no período 2 - etapa 1 (450-600d) foram semelhantes ao observado na etapa 2 (0,30-0,40  $\text{kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ; 0,10-0,14  $\text{kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ). Neste sentido, tais períodos foram utilizados para avaliar o efeito da recirculação na remoção de nitrogênio em uma condição de máxima limitação de cargas orgânicas afluentes.

A Figura 6.9a e 6.9b mostram as concentrações de nitrogênio nos períodos investigados em termos de NTK e formas reduzidas de N ( $\text{NO}_x$ -N) e as concentrações afluentes e efluentes de NT, respectivamente. As concentrações de  $\text{NO}_x$ -N estiveram entre 15-25  $\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ , com diferenças medianas entre  $\text{NTK}_{\text{removido}}$  e  $\text{NO}_x\text{-N}_{\text{produzido}}$  de 12  $\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ . Por consequência, as remoções de NT durante os períodos operacionais estiveram em torno de 32%. Em termos do processo de remoção de  $\text{NH}_4^+$ -N, a atividade nitrificante aparente (Figura 6.9c) esteve em torno de 150-200  $\text{gNH}_4^+\text{-N}\cdot\text{m}^{-3}_{\text{espuma}}\cdot\text{d}^{-1}$ , semelhantemente ao observado em períodos de taxas máximas de nitrificação (170-200  $\text{gNH}_4^+\text{-N}\cdot\text{m}^{-3}_{\text{espuma}}\cdot\text{d}^{-1}$ ).

Portanto, considerando um período de menores CO aplicadas (0,10-0,14  $\text{kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ) a recirculação do efluente final não promoveu um incremento expressivo na remoção de N para o FBP-*Rotosponge*. No entanto, as reduções na atividade nitrificante aparente observadas entre 450-600d (Figura 6.9c) não foram observadas. Torna-se significativo ressaltar que durante a etapa 2 (840-980d) a macrofauna esteve virtualmente ausente no FBP-*Rotosponge*, e a recirculação pode ter contribuído para a eliminação de tais organismos, conforme observado em FBPs preenchidos com meios de aderência estritamente superficial.



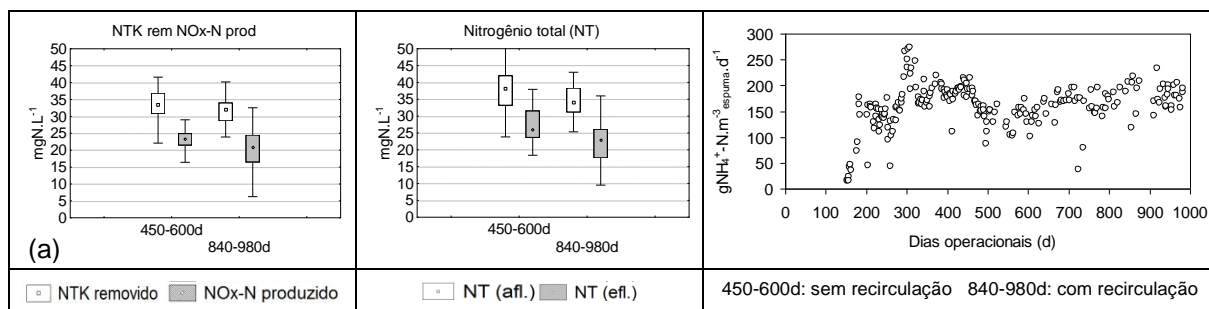


Figura 6.9. (a) NTK removido e NO<sub>x</sub>-N produzido no FBP com meio suporte baseado em espuma de poliuretano (FBP-Rotosponge). (b) Concentrações de NT afluentes e efluentes do FBP-Rotosponge. (c) Atividade nitrificante aparente. Períodos de operação sem recirculação (450-600d) e com recirculação (840-980d).

Considerando que, mesmo com a recirculação do efluente final (elevação das concentrações de NO<sub>x</sub>-N no topo do reator), a remoção de nitrogênio não foi expressivamente incrementada no FBP-Rotosponge, a limitação de matéria orgânica afluente é um fator. Tal comportamento é amplamente contextualizado na literatura para outras tecnologias, a exemplo dos sistemas de lodo ativado (EKAMA e WENTZEL, 2008) e sistemas pós-reactores UASB (CHERNICHARO, 2001). Em geral, remoções de 90% tem sido observadas em sistemas com câmaras anóxica e aeróbia com uma relação N/DQO < 0,08 (ALEM SOBRINHO e JORDÃO, 2001). No presente estudo, tal relação tem sido de 0,25, com um afluente provavelmente de baixa biodegradabilidade tendo em vista a elevada remoção de matéria orgânica em ambas as etapas (UASB e FBP-Rotosponge), conforme apresentado a seguir.

Os aspectos associados à limitação de substratos para a indução da desnitrificação heterotrófica e outros processos (p.ex.: Anammox) em FBP preenchido com espuma de poliuretano devem ser posteriormente aprofundados.

### 6.3.3 Remoção de matéria orgânica no reator UASB e sistemas UASB/FBP

#### 6.3.3.1 Remoção de DBO e DQO

*Remoção de DBO<sub>total</sub> e DBO<sub>solúvel</sub>.* A Figura 6.10a apresenta as concentrações e eficiências de remoção para DBO<sub>total</sub> e a Figura 6.10d apresenta as concentrações de DBO<sub>solúvel</sub> considerando todo o período operacional da etapa 1 (300-600d). Após o tratamento na etapa anaeróbia (reator UASB) as concentrações de DBO<sub>total</sub> foram reduzidas de 240 para 60 mgDBO.L<sup>-1</sup> (de 80 para 25 mgDBO<sub>solúvel</sub>.L<sup>-1</sup>). Dessa forma, o reator UASB representou um papel essencial na redução da matéria orgânica biodegradável, uma vez que 75% da DBO<sub>total</sub> foi consumida nesta etapa.

Para o sistema UASB/FBP-Rotopack, as concentrações de DBO<sub>total</sub> no efluente final estiveram entre 45-65 mgDBO<sub>total</sub>.L<sup>-1</sup> (5-11 mgDBO<sub>solúvel</sub>.L<sup>-1</sup>) com remoções variando de 70 a 80%. Para o sistema UASB/FBP-Rotosponge, as concentrações de DBO variaram de 7 a 28

$\text{mgDBO}\cdot\text{L}^{-1}$  ( $\text{DBO}_{\text{solúvel}}$ : 1-3  $\text{mgDBO}_{\text{solúvel}}\cdot\text{L}^{-1}$ ), com uma mediana de 97% na remoção de  $\text{DBO}_{\text{total}}$ . O superior desempenho observado para o sistema UASB/FBP-*Rotosponge*, pode ser atribuído ao elevado TDH (2h) e a elevada idade do lodo (>100 d) proporcionados pela espuma de poliuretano.

Tendo em vista que boa parte da matéria orgânica foi removida na etapa anaeróbia, a biodegradabilidade dos componentes orgânicos que remanescem no efluente do reator UASB pode ser relativamente baixa (cinética de degradação lenta), em comparação com o esgoto bruto. Isto ocorre em virtude de que a  $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$  produzida pela biomassa no reator UASB (produtos microbianos solúveis - ‘SMP’) compõe 45-63% da  $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$  efluente (AQUINO *et al.*, 2009). Assim sendo, o maior TDH e a maior idade do lodo proporcionados pelo uso de espumas de poliuretano passam a ser aspectos de relevância para o incremento da remoção de componentes biodegradáveis em sistemas UASB/FBP. Uma evidência do efeito das espumas de poliuretano no comportamento de FBPs pós-reactores UASB pode ser inicialmente reforçada pelas alterações nos perfis de parâmetros físico-químicos (Figura 6.6) e da comunidade microbiana de AOB, referentes às bandas de DGGE (Figura 6.7).

Em termos de  $\text{DBO}_{\text{solúvel}}$ , a redução promovida pelo FBP-*Rotopack* foi ainda expressiva (0,40  $\text{gDBO}_{\text{solúvel}}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ), considerando o baixo  $\text{TDH}_{\text{FBP}}$  (18 min) e a menor biodegradabilidade do efluente do reator UASB. A baixa CO aplicada 0,8-2,0  $\text{gDBO}_{\text{total}}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  via de regra é um fator associado à redução de  $\text{DBO}_{\text{solúvel}}$  em FBPs (USEPA, 1991). Neste caso, o incremento nas taxas de reação proporcionado pelo aumento do TDH em FBPs de baixa taxa parece ser suficiente para compensar, ainda que parcialmente, a menor biodegradabilidade do efluente do reator UASB.

Para o FBP-*Rotosponge*, a taxa de remoção média de DBO esteve em torno de 140  $\text{gDBO}_{\text{solúvel}}\cdot\text{m}^{-3}_{\text{espuma}}\cdot\text{d}^{-1}$ , um valor próximo ao observado por Tandukar *et al.* (2006) operando um sistema UASB/FBP com meio de enchimento do FBP baseado em espuma de poliuretano (DHS) (200  $\text{gDBO}_{\text{solúvel}}\cdot\text{m}^{-3}_{\text{espuma}}\cdot\text{d}^{-1}$ ). Possivelmente, as taxas de remoção de  $\text{DBO}_{\text{solúvel}}$  foram maiores no sistema DHS, em virtude do maior atendimento aos requisitos de  $\text{O}_2$ , tendo em vista que o aparato experimental não possuía paredes laterais. Cabe ressaltar que foram encontradas diferenças significativas entre concentrações de  $\text{DBO}_{\text{solúvel}}$  (Mann-Whitney,  $\alpha = 5\%$ ) produzidas pelos sistemas UASB/FBP (<  $\text{DBO}_{\text{solúvel}}$  - UASB/FBP-*Rotosponge*).

Com relação ao parâmetro DQO (Figuras 6.10b e 6.10e), as concentrações efluentes do reator UASB variaram de 147 a 225 mgDQO<sub>total</sub>.L<sup>-1</sup> (remoção DQO: 50 a 70%), com taxas de remoção de DQO entre 0,50-0,70 kgDQO<sub>removida</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Para o sistema UASB/FBP-*Rotopack*, as concentrações efluentes de DQO estiveram entre 80-120 mgDQO<sub>total</sub>.L<sup>-1</sup>, apresentando uma remoção global em torno de 70-80%. Para o sistema UASB/FBP-*Rotosponge*, as concentrações efluentes estiveram abaixo de 70 mgDQO<sub>total</sub>.L<sup>-1</sup> para 75% dos dados (mediana: 50 mgDQO<sub>total</sub>.L<sup>-1</sup>). As eficiências de remoção de DQO variaram de 80 a 90%. Em termos de DQO<sub>solúvel</sub>, foram observadas tendências similares ao constatado para DBO<sub>solúvel</sub>, em que as espumas de poliuretano produziram uma redução significativa (Mann-Whitney,  $\alpha = 5\%$ ) das concentrações (de 75 para 25 mgDQO<sub>solúvel</sub>.L<sup>-1</sup>), em comparação com as concentrações produzidas pelo FBP preenchido com meio de aderência estritamente superficial (FBP-*Rotopack*) (de 75 para 50 mgDQO<sub>solúvel</sub>.L<sup>-1</sup>).

Os resultados de DBO e DQO mostraram que em função do destacado desempenho do reator UASB em remover matéria orgânica, a retenção intersticial de biomassa na etapa de pós-tratamento com o uso de espumas de poliuretano foi essencial para promover uma maior remoção de DBO e DQO em FBPs de baixa carga pós-reactores UASB. Tais resultados trazem implicações sobre a composição de frações solúveis de matéria orgânica, uma vez que as concentrações efluentes de DBO<sub>5,filtrada</sub> foram notavelmente baixas (~ 1 mgDBO<sub>5</sub>.L<sup>-1</sup>), e as concentrações de DQO<sub>filtrada</sub> estiveram em torno de 30 mg.L<sup>-1</sup>.

O elevado TDH no sistema UASB/FBP e a relação DQO/DBO<sub>5</sub> no efluente final sugerem que a fração orgânica solúvel no efluente final pode ser basicamente constituída de componentes de menor biodegradabilidade (p.ex.: BAP e LAP), com baixo impacto na DBO<sub>5</sub>, como observado em outros sistemas com elevados TDHs (Ni *et al.*, 2011). Assim, uma fração dos compostos microbianos solúveis (p.ex.: UAP) podem representar um importante papel para a desnitrificação heterotrófica em regiões anóxicas da espuma. O modelo desenvolvido pode trazer importantes informações sobre tais rotas de utilização de substratos.

#### 6.3.3.2 Remoção de SST e consumo de matéria orgânica particulada

As Figuras 6.10c e 6.10f apresentam as concentrações de SST e o desempenho dos sistemas UASB/FBP para a remoção de sólidos, respectivamente. O reator UASB reduziu significativamente as concentrações de SST de 200-300 para 40-80 mgSST.L<sup>-1</sup> (70-85%). O elevado TDH no sistema (8,0-9,5h), juntamente com o adequado gerenciamento do lodo anaeróbio (ver item 5.4.1), provavelmente exerceram um importante papel nesse processo. Como esperado, não foram detectadas diferenças estatísticas entre as concentrações efluentes

do reator UASB e UASB/FBP-*Rotopack* (teste de Mann-Whitney,  $\alpha = 5\%$ ), uma vez que o FBP-*Rotopack* possui baixo potencial de retenção de biomassa. Portanto, considerando o uso de meios plásticos em FBP pós-UASB, a redução de SST deve-se essencialmente à operação do reator UASB, um aspecto anteriormente constatado por Almeida *et al.* (2011).

O FBP-*Rotosponge* foi capaz de reduzir as concentrações médias de SST no efluente final para  $20 \text{ mgSST.L}^{-1}$ , com 75% dos resultados abaixo de  $36 \text{ mgSST.L}^{-1}$  (Figura 6.10c). A remoção global de SST para o sistema UASB/TF-*Rotosponge* foi de 85-94%. Adicionalmente, não foram detectadas diferenças significativas (Mann-Whitney,  $\alpha = 5\%$ ) entre o lodo excedente produzido no reator UASB ( $0,10\text{-}0,26 \text{ kgSSV}_{\text{produzida}}/\text{kgDQO}_{\text{removida}}$ ) e no FBP-*Rotosponge* ( $0,05\text{-}0,20 \text{ kgSSV}_{\text{produzida}}/\text{kgDQO}_{\text{removida}}$ ), resultando em concentrações de SSV no efluente final 60% abaixo das concentrações de  $\text{SSV}_{\text{UASB}}$  (Figura 6.10f). Considerando que o sistema UASB/FBP-*Rotosponge* foi operado sem a etapa de decantação secundária, e que as concentrações de  $\text{SSV}_{\text{UASB}}$  foram significativamente mais elevadas que as concentrações de SSV no efluente final, parte dos sólidos retidos foram consumidos no FBP-*Rotosponge*.

O possível mecanismo associado à baixa produção e o consumo de SSV no sistema FBP-*Rotosponge* pode ser descrito como: a fração biodegradável de biomassa inativa retida na espuma sofre lise/hidrólise, resultando na formação de substratos solúveis, os quais podem ser consumidos pela biomassa ativa e/ou liberados com o efluente final. O consumo de substratos solúveis em FBPs preenchidos com espumas de poliuretano deve ser estudado em detalhes.

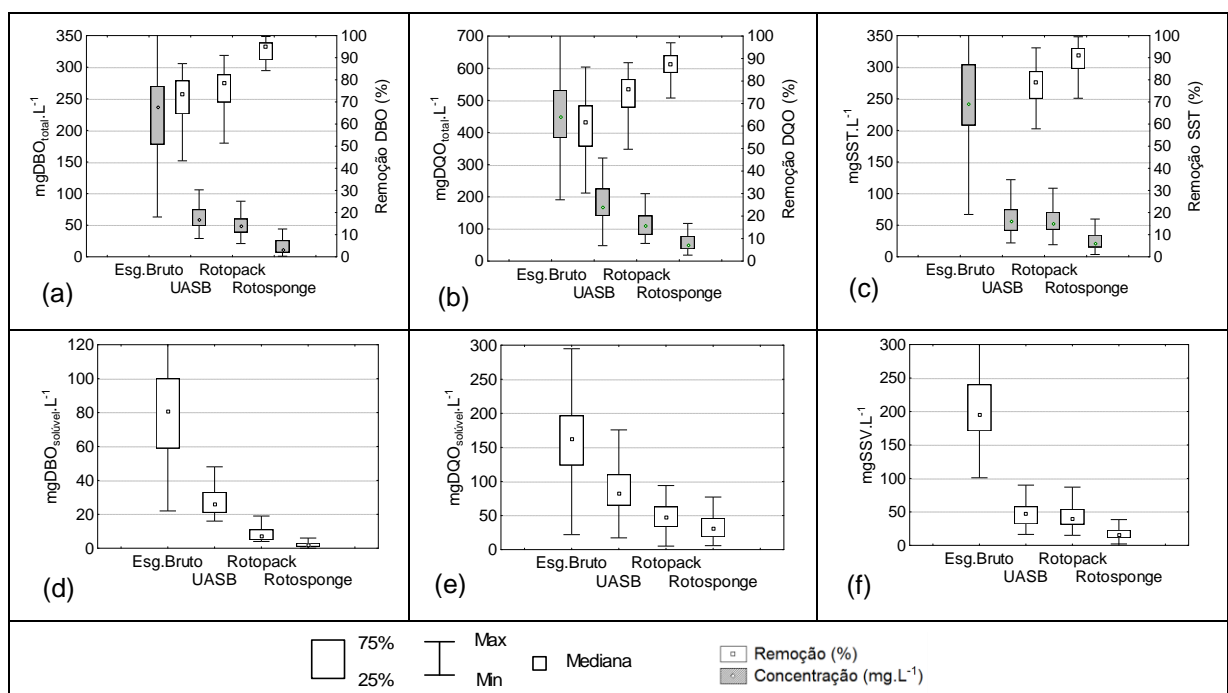


Figura 6.10. (a-c) Concentrações e eficiências globais de remoção de DBO, DQO e SST (300-600d). (d-f) Concentrações de frações solúveis de DBO, DQO e concentrações de SSV (UASB e UASB/FBPs).

A Figura 6.11a e 6.11b apresentam os perfis de  $DQO_{\text{solúvel}}$ , SST e SSV ao longo dos FBPs preenchidos com meio plástico (FBP-*Rotopack*: aderência superficial da biomassa) e meio baseado em espuma de poliuretano (FBP-*Rotosponge*: retenção intersticial da biomassa) em um período com CO aplicada de 0,40-0,60  $\text{kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  (período 1: 300-450d). No FBP-*Rotosponge* (Figura 6.10a) as concentrações de SST e SSV foram reduzidas ao longo do reator em virtude do potencial de retenção espumas. O sensível aumento das concentrações de  $DQO_{\text{solúvel}}$  ao longo do sistema pode reforçar a hipótese de formação de substratos solúveis a partir da lise/hidrólise de frações biodegradáveis dos componentes sólidos (biomassa inativa). Adicionalmente, destaca-se a baixa remoção de  $DQO_{\text{solúvel}}$  em porções inferiores dos FBPs, sugerindo uma menor biodegradabilidade dos componentes solúveis (possivelmente SMPs) presentes no efluente.

Para o FBP-*Rotopack* (Figura 6.10b) em alguns momentos as concentrações de SSV e SST tenderam a se elevar ao longo do volume reacional, um comportamento associado ao desprendimento da biomassa e ao menor potencial de retenção de sólidos do meio vertical plástico. A baixa remoção de  $DQO_{\text{solúvel}}$  em porções inferiores (210-420cm) foi também observada no volume reacional. Assim como no FBP-*Rotosponge*, a maior parcela da  $DQO_{\text{solúvel}}$  foi consumida em porções superiores do FBP, tendo em vista a maior presença de biomassa heterotrófica e a possível maior biodegradabilidade do efluente no topo dos reatores.

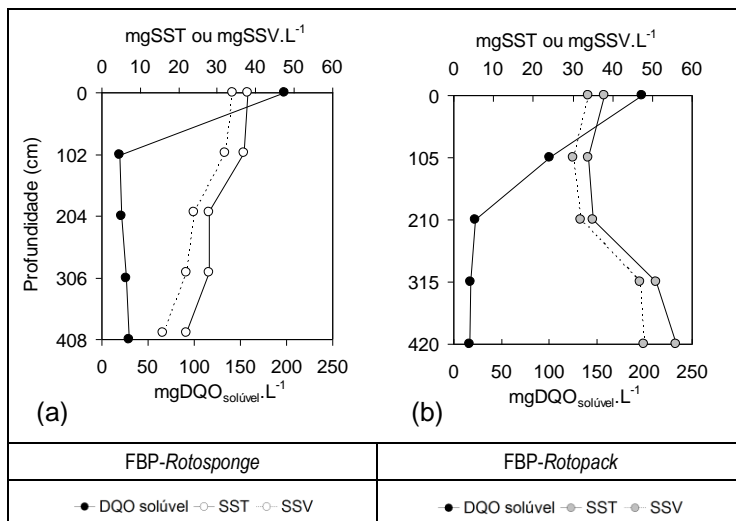


Figura 6.11. Perfis de DQO solúvel, SST e SSV: (a) FBP-*Rotopack* e (b) FBP-*Rotosponge*.

## 6.4 Conclusões

Considerando as condições operacionais impostas aos sistemas UASB/FBP, a combinação UASB/FBP-*Rotosponge* obteve um melhor desempenho para a remoção de DBO, DQO, SST e N-amoniacal, em comparação com o sistema UASB/FBP- *Rotopack*. Para o FBP-*Rotosponge*, as COV aplicadas entre 0,40 e 0,60 kgDQO.m<sup>-3</sup><sub>reator</sub>.d<sup>-1</sup> foram suficientes para alcançar elevadas taxas de nitrificação, com 80% de remoção de N-amoniacal. A maior idade do lodo e a maior disponibilidade de oxigênio no interior das espumas podem ter sido fatores-chave para o melhor desempenho do FBP-*Rotosponge*. O FBP-*Rotopack* foi capaz de obter um desempenho de apenas 40 a 50%, mesmo com CO aplicadas consideravelmente abaixo de 2,4 gDBOm<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Tal aspecto indica a necessidade de estratégias de projeto e operação, quando a nitrificação é desejada em FBPs pós-UASB preenchido com meio suporte vertical plástico.

Em porções inferiores do FBP preenchido com meio suporte de aderência intersticial as concentrações de alcalinidade carbonato e N-amoniacal parecem limitar a atividade nitrificante no sistema. A redução da intensidade de bandas e as limitações em termos de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N e CaCO<sub>3</sub> no fundo do reator sugerem uma possível menor relevância do referido volume reacional para a remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, considerando as condições impostas ao sistema. Adicionalmente, mesmo com o uso de espumas de poliuretano como meio suporte, a influência de predadores parece ser um fator para a atividade nitrificante, e a recirculação do efluente foi uma importante alternativa para a eliminação de tais organismos.

A remoção de nitrogênio total (NT) foi mais expressiva no FBP-*Rotosponge*, e quando as COV estiveram próximas de 0,80 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Tal aspecto indica que maiores COVs aplicadas podem ser importantes para a remoção de nitrogênio nestes sistemas, uma vez que a reduzida remoção de NT em condições de baixa COV sugere que a utilização de frações biodegradáveis de biomassa inativa como fonte adicional de substrato orgânico pode não ser suficiente para manter a estabilidade do processo. Cabe ainda ressaltar que a recirculação do efluente final não induziu ao incremento da remoção de NT em condições de baixas cargas orgânicas aplicadas, um aspecto possivelmente associado às elevadas relações N/DQO e à baixa biodegradabilidade das frações orgânicas disponíveis para o consumo em compartimentos anóxicos da espuma.

Em ambos os sistemas, a maior parcela de DBO, DQO e SST foi removida no reator UASB. No entanto, o sistema FBP-*Rotosponge* foi essencial para a obtenção de menores concentrações de matéria orgânica no efluente final. Nesse caso, para a remoção de matéria

orgânica em FBPs de baixa carga pós-reactores UASB a retenção intersticial de biomassa promovida pelo uso de espumas de poliuretano foi mais efetiva do que a adesão superficial característica de FBPs preenchidos com meios plásticos. O melhor desempenho do FBP-*Rotosponge* pode ser atribuído ao maior TDH e idade do lodo no sistema, principalmente em virtude de que boa parte da matéria orgânica biodegradável foi removida na etapa anaeróbia.

A redução das concentrações de SST pelo FBP-*Rotosponge* resultou em uma produção de lodo excedente comparável com a produção de lodo na etapa anaeróbia. Tal constatação indica que uma parcela da fração orgânica dos sólidos foi consumida nos interstícios da espuma de poliuretano. Assim, o sistema UASB/FBP-*Rotosponge* pode, portanto, produzir baixas concentrações efluentes de DBO, DQO e SST sem o uso de decantadores secundários. A lise/hidrólise de sólidos orgânicos e o subsequente consumo de substratos orgânicos solúveis pela biomassa podem ser definidos como mecanismos atuantes para a redução da concentração de sólidos no efluente final.

Ainda que alguns autores indiquem que fontes adicionais de substratos orgânicos provenientes de conteúdos intracelulares de biomassa inativa sejam predominantemente consumidos no processo de desnitrificação heterotrófica, tal processo necessita ser estudado em maiores detalhes. Algumas evidências produzidas por esse estudo (p.ex.: baixa recuperação de alcalinidade; baixa biodegradabilidade de substratos orgânicos) indicam que outros processos podem assumir um importante papel na remoção de nitrogênio, e o consumo de substratos orgânicos de menor biodegradabilidade pode estar destacadamente associado ao metabolismo de micro-organismos heterotróficos em condições aeróbias.

## 7 COMPORTAMENTO DE SISTEMAS UASB/FBP SEM DECANTADORES SECUNDÁRIOS SOB CONDIÇÕES TRANSIENTES DE VAZÃO

### 7.1 Introdução

O uso de reatores UASB para o tratamento de águas residuárias é uma importante alternativa sob a perspectiva da redução de cargas orgânicas no esgoto doméstico. Contudo, para o lançamento do efluente final em corpos receptores, a etapa de pós-tratamento parece ser necessária com  $TDH_{UASB}$  em torno de 7 a 9h, mesmo em vazão constante (Capítulo 9). Em sistemas operando com transientes de vazão as informações ainda são escassas, dado que parte das ETEs em escala plena possuindo reatores UASB encontram-se em fase de sistematização operacional.

Com o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por FBP seguido de decantador secundário, os transientes hidráulicos causados por variações diárias da vazão afluente podem produzir menores efeitos na qualidade do efluente final. Em sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários, Almeida *et al.* (2011) mostraram uma associação entre concentrações de SST efluentes do reator UASB e FBP, o que altera, por consequência, as concentrações de  $DBO_{5, total}$  e  $DQO_{total}$  efluentes. Neste sentido, a variação de vazões aduzidas pode influenciar o regime de operação do sistema, considerando o fluxograma proposto na presente tese (eliminação de decantadores secundários de sistemas UASB/FBP).

Quanto ao processo de nitrificação, Tandukar *et al.* (2006) mostraram que o aumento da carga hidráulica aplicada de 12 para  $24 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  resultou, durante o transiente, na supressão do processo de nitrificação em um FBP pós-UASB (sistema UASB/DHS). Com o retorno das condições pré-transientes ( $12 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ) a nitrificação foi restabelecida, indicando que o uso de espumas de poliuretano como meio suporte é uma atraente estratégia mantendo microorganismos nitrificantes no sistema em condições transientes de vazão. Da mesma forma, os resultados para concentrações efluentes de  $DQO_{solúvel}$  sugerem a retenção de microorganismos heterotróficos no sistema DHS. Para FBPs preenchidos com meios plásticos destinados à remoção simultânea de matéria orgânica e N-amoniaco não foram encontrados estudos avaliando a influência de transientes hidráulicos.



Fundamentalmente, em reatores com biomassa estritamente aderida à superfícies, as tensões de cisalhamento atuam na superfície do biofilme, uma região na qual se localiza o maior percentual de biomassa aeróbia ativa (WANNER and GUJER, 1985; RITTMANN and MANEM, 1992). Com o uso de espumas de poliuretano, o desprendimento de biomassa pode ocorrer não somente na superfície durante a elevação de vazões afluentes, uma vez que o líquido escoo predominantemente através da espuma, tornando possivelmente mais homogêneo o arraste de espécies particuladas ativas e inertes.

O objetivo desta etapa da pesquisa é obter informações sobre a influência do aumento de vazão nos processos de remoção de matéria orgânica e N-amoniaco em sistemas UASB/FBP sem decantadores, quando os FBPs são preenchidos com meio suporte plástico (adesão estritamente superficial) ou meio suporte baseado em espumas de poliuretano (retenção intersticial de micro-organismos). Adicionalmente, o delineamento experimental visa ainda compreender os FBPs pós-reatores UASB à luz de fundamentos básicos de sistemas com biofilmes, e como o uso de meios suportes baseados em espumas de poliuretano influencia o comportamento de concentrações efluentes de sistemas UASB/FBP. Esta etapa da investigação é importante pois contribui para a avaliação da robustez de sistemas UASB/FBP em condições nas quais a eliminação de decantadores secundários pode induzir a eventos de falha, considerando os limites de concentrações efluentes estabelecidos.

## **7.2 Metodologia**

### **7.2.1 Aparato Experimental**

O aparato experimental com 460 dias em operação compreendia um reator UASB e dois FBPs (Figura 7.1), e foi alimentado com o esgoto bruto proveniente de ETE em escala real. Os efluentes de origem predominantemente doméstica eram encaminhados ao sistema UASB/FBPs após passar pelo tratamento preliminar. A Tabela 7.1 apresenta as principais características dos sistemas UASB/FBP em condições normais de operação.

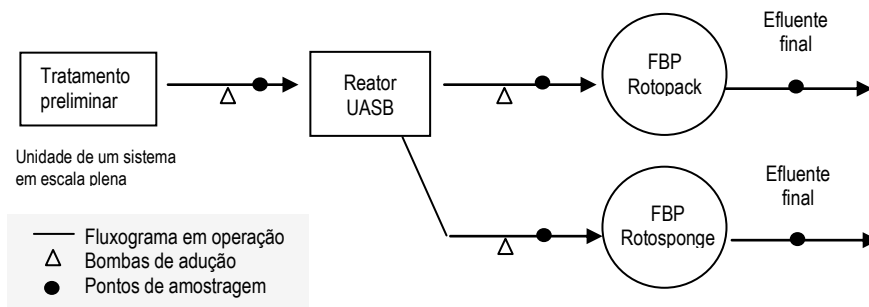


Figura 7.1. Fluxograma do sistema UASB/FBP utilizado na pesquisa. O tratamento preliminar pertence a um sistema em escala plena e o sistema UASB/FBP opera em escala de demonstração.

Tabela 7.1. Principais características dos sistemas UASB/FBP em condições normais de operação.

Características físicas e condições operacionais	Reator UASB	Filtro biológico percolador		Comentários sobre os materiais de enchimento
		(FBP-Rotopack)	(FBP-Rotosponge)	
Volume útil (m)	16,8	1,90	1,85	<ul style="list-style-type: none"> <li>Rotopack: Constituído de placas corrugadas de polietileno em posição vertical. Peso específico do material: 67 kg/m<sup>3</sup>. Área superficial: 132 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>.</li> <li>Rotosponge: Constituído de placas corrugadas de polietileno em posição vertical, com placas de espumas fixadas sobre as placas corrugadas. O volume de espuma: 0,79 m<sup>3</sup> (40% do volume total).</li> </ul>
Altura útil (m)	4,8	4,20	4,08	
Material de constituição	Aço	Polietileno	Polietileno	
Vazão média aduzida (m <sup>3</sup> /d)	45,2	4,6	4,6	
TAS (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	-	10-12	10-12	
COV (kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	1,0-1,5	0,25-0,60	0,25-0,60	
TDH (h)*	8,5-9,0	0,25	2,0	

\*O TDH nos FBPs (TDH<sub>FBP</sub>) foram determinados com traçadores radioativos (TAS<sub>FBP</sub> de 10 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>).

## 7.2.2 Etapas de investigação e monitoramento dos sistemas

*Etapas de investigação.* A etapa 1 visou avaliar a influência do aumento da carga hidráulica (transiente hidráulico) nos FBPs, investigando isoladamente o comportamento do sistema para a remoção de matéria orgânica e nitrificação. Assim, a vazão do reator UASB foi mantida constante. Na etapa 2, o objetivo foi observar o comportamento *global* do sistema UASB/FBP com a variação simultânea de vazão nas unidades. Um detalhamento sobre as etapas de investigação é apresentado na Tabela 7.2.

*Transiente hidráulico.* Os experimentos foram realizados em um intervalo de 8 horas (480 minutos), com o transiente hidráulico induzido por vazões afluentes 50% acima da condição normal de operação por 4 (quatro) horas (240 minutos). Logo após, a condição normal de operação era restabelecida prosseguindo-se com o monitoramento do sistema por 4 horas.

*Amostragem e monitoramento.* Foram realizadas 22 (vinte e duas) coletas pontuais do efluente final durante o experimento. O comportamento dos sistemas foi avaliado a partir do monitoramento de concentrações efluentes de DQO,  $COT_{solúvel}$ ,  $NH_4^+-N$ ,  $NO_2^- -N$  e  $NO_3^- -N$ , alcalinidade, pH, SS, SST e OD. A vazão era medida a cada momento de coleta dos efluentes.

Tabela 7.2. Etapas para a realização dos testes com transientes hidráulicos.

Etapas	Breve descrição dos critérios adotados para o teste e objetivos
Etapa 1: transiente hidráulico aplicado nos FBPs pós-UASB (dias operacionais 365 - 372)	<p>Critério adotado para a investigação:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Alteração das <math>TAS_{FBP}</math> de 10 para <math>15\text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}</math> e coletas de amostras pontuais do efluente final antes, durante e depois da indução de transientes hidráulicos. O transiente hidráulico teve duração de 4 (quatro) horas.</li> </ul> <p>Objetivo da etapa:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Observar a influência do uso de espumas de poliuretano como meio suporte em FBP pós-UASB no que se refere à variação de concentrações efluentes de matéria orgânica em um evento de transiente hidráulico.</li> <li>Observar <i>isoladamente</i> o comportamento dos FBPs com a alteração de cargas hidráulicas aplicadas.</li> <li>Observar o percentual de biomassa (representado por SSV) que deixa o reator, dada as condições impostas pelo transiente hidráulico e o efeito de tais perdas nos processos de remoção de matéria orgânica e nitrificação nos FBPs.</li> </ul>
Etapa 2: transiente hidráulico aplicado nos sistemas UASB/FBP (dias operacionais 519 - 525)	<p>Critério adotado para a investigação:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Aumento simultâneo das vazões aduzidas ao reator UASB e FBPs em 50%, por 4 (quatro) horas, e coletas de amostras pontuais do efluente final antes, durante e depois da aplicação do transiente hidráulico. Condições de operação durante o transiente hidráulico: <math>TDH_{UASB} 5,9\text{h}</math>; <math>TAS_{FBP} 15\text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}</math>.</li> </ul> <p>Objetivos da etapa:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Observar o desempenho e o comportamento dos sistemas UASB/FBPs investigados, sob a perspectiva do atendimento a limites de concentrações efluentes previstos para DQO, SST e <math>NH_4^+-N</math>.</li> <li>Avaliar o efeito da elevação de vazões sobre a nitrificação nos FBPs.</li> </ul>

<sup>1</sup> Limites de concentrações efluentes considerados:  $180\text{ mgDBO.L}^{-1}$ ,  $100\text{ mgSST.L}^{-1}$  e  $20\text{ mgN.L}^{-1}$ .

*Cargas orgânicas volumétricas aplicadas aos FBPs (COV aplicada).* Como mostram as Figuras 7.3a e 7.3b, as COV pré-transientes aplicadas aos FBPs estiveram em torno de  $0,35\text{--}0,60\text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  ( $0,12\text{--}0,16\text{ kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ ) e  $0,25\text{--}0,40\text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  ( $0,10\text{--}0,12\text{ kgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ ) nas etapas 1 e 2, respectivamente. Portanto, no período operacional da etapa 1 os FBPs foram submetidos a cargas orgânicas mais elevadas em comparação com o observado para a etapa 2.

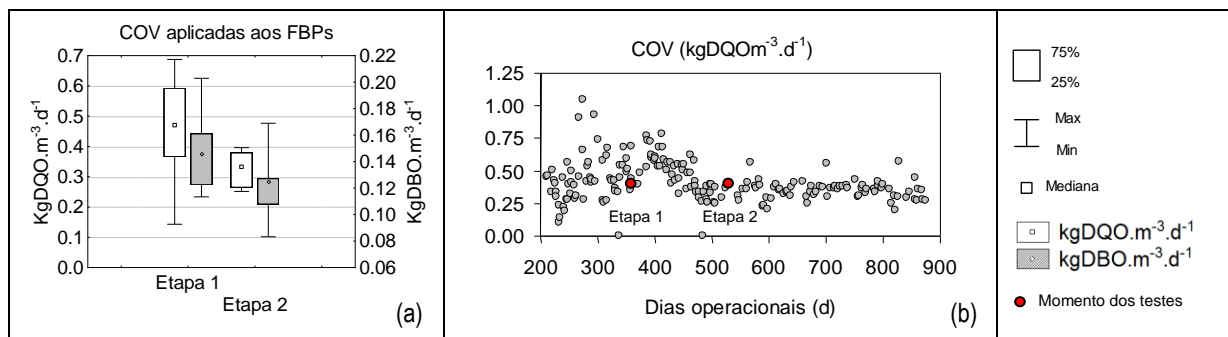


Figura 7.2. (a) COV aplicadas aos FBPs na etapa 1 (transiente hidráulico aplicado nos FBPs) e etapa 2 (transiente hidráulico nos sistemas UASB/FBP). (b) Série histórica de  $COV_{DQO}$  aplicadas aos FBPs e momento de realização dos experimentos (marcadores em vermelho).

*Operação do reator UASB (etapa 2).* A Figura 7.3a apresenta as concentrações de SS e SST ao longo do período operacional e a Figura 7.2b apresenta o perfil de lodo típico observado para o reator UASB, de acordo com as zonas de influência dos pontos de amostragem (Figura 7.3c). Em um momento pré-transiente associado à etapa 2, as concentrações de SST e SS estiveram em torno de 35-50 mgSST.L<sup>-1</sup> e 0,1-0,3 mLSS.L<sup>-1</sup>. As concentrações de SV no compartimento de digestão (pontos P<sub>1</sub> a P<sub>5</sub>) estiveram entre 28 kgSV.L<sup>-1</sup> (P<sub>1</sub>: 0 m) e 12 kgSV.L<sup>-1</sup> (P<sub>5</sub>: 2,5 m), resultando em uma massa total estimada entre 138,44 e 148,22 kgSV. A carga de lodo aplicada variou de 0,18 a 0,20 gDQO.gSV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>.

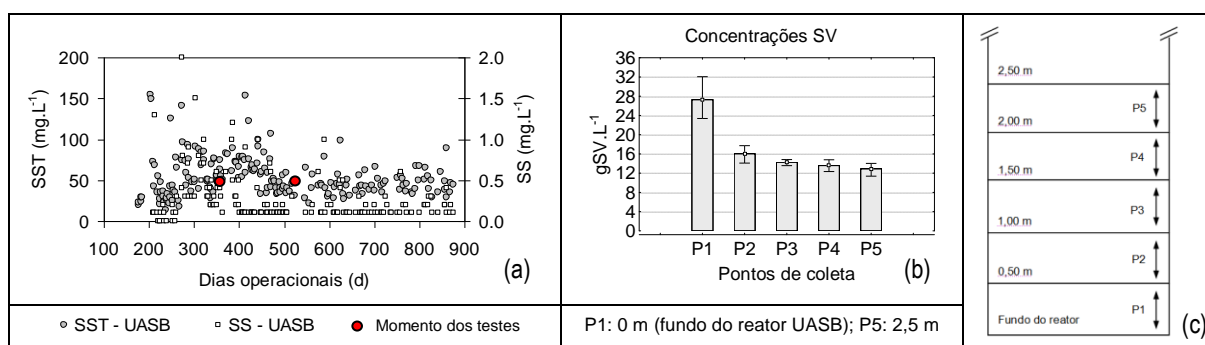


Figura 7.3. (a) Concentrações efluentes de SST e SS no período operacional e momento de realização das etapas 1 (365-372 d) e 2 (519-525 d), respectivamente (marcadores em vermelho). (b) Concentrações de SV (manta e leito de lodo). (c) Zona de influência dos pontos de coleta (P<sub>1</sub> a P<sub>5</sub>) ao longo do compartimento de digestão.

## 7.3 Resultados e Discussão

### 7.3.1 Etapa 1. Transiente hidráulico aplicado aos FBPs pós-reatores UASB

#### *Concentrações de DQO, SST*

A Figura 7.4 apresenta o comportamento dos sistemas quando a TAS foi alterada de 10 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> para 15 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Como mostram as Figuras 7.4a e 7.4b, foram observados incrementos de concentrações ocorrendo de forma mais destacada nos 30 minutos iniciais. Menores concentrações de DQO<sub>total</sub> e SST para o FBP-*Rotosponge* foram observadas durante todo o teste (Figuras 7.5a e 7.5d), com diferenças entre concentrações efluentes dos FBPs de 80-120 mgDQO.L<sup>-1</sup> e 40-70 mgSST.L<sup>-1</sup>. Para o FBP-*Rotopack*, as variações máximas em relação à concentração pré-transiente foram de 70 mgDQO.L<sup>-1</sup> e 50 mgSST.L<sup>-1</sup> (Fig. 7.4c). Para o FBP-*Rotosponge*, foram observadas alterações menos expressivas de 20 mgDQO.L<sup>-1</sup> e 17 mgSST.L<sup>-1</sup>. Portanto, o uso de espumas de poliuretano reduziu a influência do transiente hidráulico para concentrações efluentes de matéria orgânica do FBP pós-reator UASB.

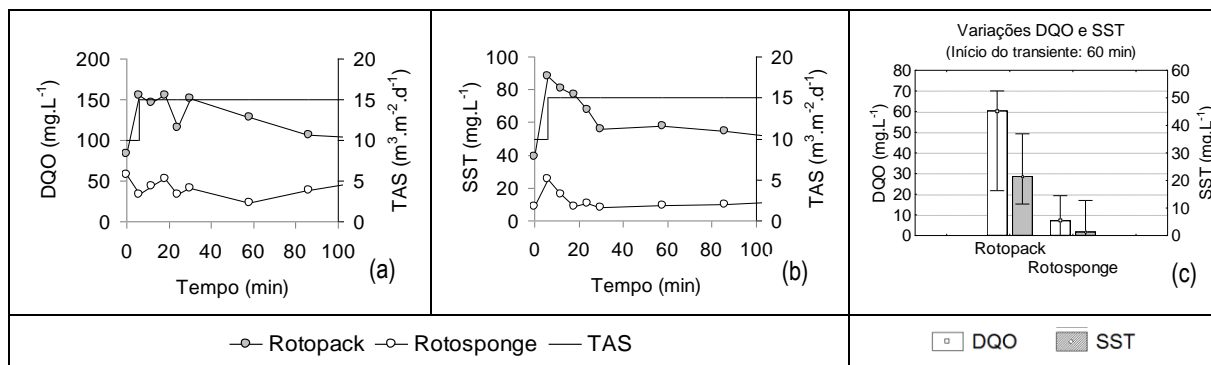


Figura 7.4. Comportamento dos FBPs para concentrações de (a)  $DQO_{total}$  e (b) SST nos primeiros 100 minutos do transiente hidráulico. (c) Variações de  $DQO_{total}$  e SST nos momentos iniciais (100min) do transiente hidráulico.

Após os instantes iniciais do experimento (20 min), houve uma redução das concentrações efluentes de  $DQO_{total}$  (de 150 para 70-80 mgDQO.L<sup>-1</sup>) e SST (de 88 para 45 mgSST.L<sup>-1</sup>) do FBP-*Rotopack* (Figuras 7.5b e 7.5e). A redução gradual das concentrações efluentes de SST (e consequentemente de  $DQO_{total}$ ) associadas ao FBP-*Rotopack* possivelmente deve-se ao fato de que as tensões de cisalhamento foram aumentadas pelo incremento da TAS (10-15 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), induzindo à redução da espessura do biofilme.

As matrizes biológicas aderidas tendem a ser menos densas e estáveis na interface biofilme-líquido e mais densas e estáveis em regiões próximas à superfície de aderência (ZHANG and BISHOP, 1994; BISHOP *et al.*, 1995; LASPIDOU and RITTMANN, 2004). Adicionalmente, a taxa de desprendimento do biofilme é via de regra considerada proporcional ao quadrado de sua espessura (WANNER and GUJER, 1985; MERKEY *et al.*, 2009). Dessa forma, durante o transiente hidráulico as camadas mais estáveis (de maior densidade) da matriz biológica foram permanecendo no FBP-*Rotopack*, e, com o decréscimo da espessura do biofilme, as taxas de desprendimento reduziram-se. Tais mecanismos podem explicar o decréscimo contínuo de concentrações de SST durante o transiente hidráulico.

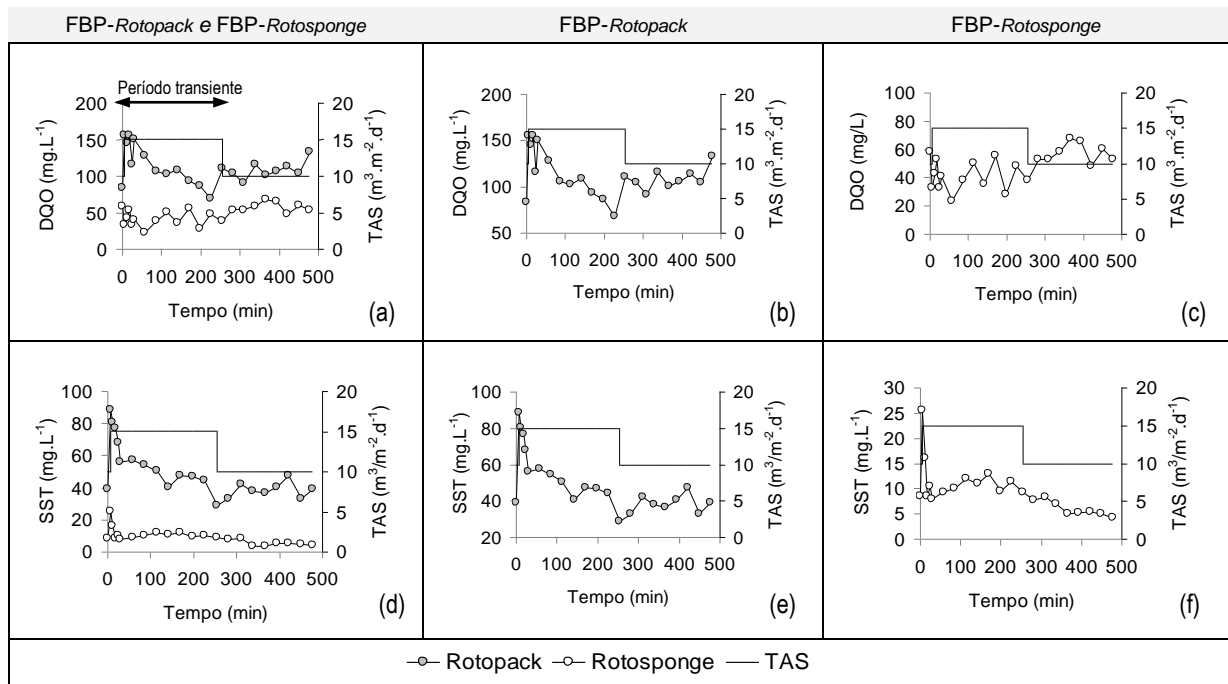


Figura 7.5. Comportamento dos FBPs para concentrações de (a-c) DQO total e (d-f) SST durante o transiente hidráulico. Concentrações médias pré-transiente (baseadas em dados operacionais): FBP-Rotopack: 166 mgDQO.L<sup>-1</sup>; 50mgSST.L<sup>-1</sup>; FBP-Rotosponge: 118 mgDQO.L<sup>-1</sup>; 24 mgSST.L<sup>-1</sup>.

A Figura 7.6a mostra as concentrações efluentes pré e pós-transientes de DQO<sub>total</sub> e SST (FBP-Rotopack). As concentrações medianas de DQO<sub>total</sub> mantiveram-se em torno de 100 mgDQO.L<sup>-1</sup> e as concentrações de SST pós-transiente (40 mgSST.L<sup>-1</sup>) estiveram abaixo das concentrações pré-transientes. Neste caso, as variações diárias de vazão podem não resultar em redução expressiva de desempenho para remoção de matéria orgânica em uma etapa pós-transiente. Tal consideração pode ser válida para FBPs preenchidos com meio suporte vertical de adesão estritamente superficial, considerando as condições operacionais impostas. Dois aspectos associados à reatores com biofilme podem reforçar tal hipótese:

- (i) Ainda que menores TAS possam garantir menores tensões de cisalhamento, biofilmes com maior espessura não necessariamente significam maior atividade microbiana aeróbia. Isto se deve ao fato de que em camadas mais profundas de biofilmes espessos (> 200µm) o oxigênio é limitante, e o percentual de biomassa inerte tende a ser relativamente elevado (RITTMANN and MCARTY, 2001).
- (ii) Maiores turbulências na interface biofilme-líquido resultam em biofilmes mais densos (van LOOSDRECHT *et al.*, 1995). Consequentemente, aos biofilmes mais densos, com maior força de adesão, associam-se as menores taxas de desprendimento de biomassa.

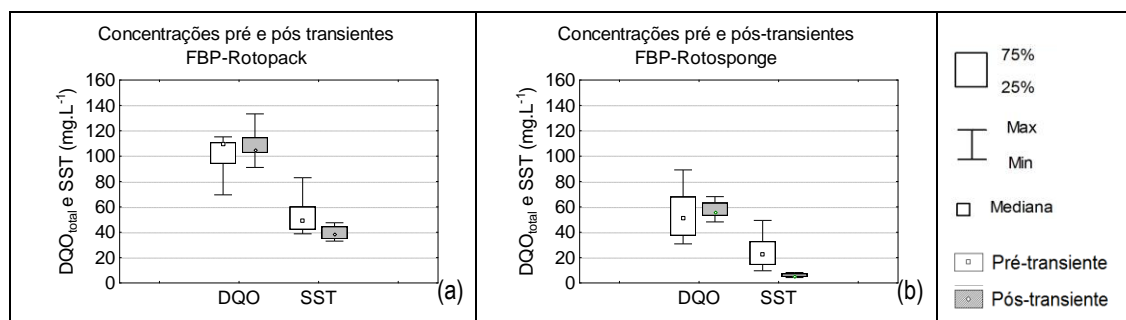


Figura 7.6. Concentrações efluentes pré e pós-transientes de DQO<sub>total</sub> e SST: (a) FBP-Rotopack (b) FBP-Rotosponge.

Para o FBP-Rotosponge, foram observadas instabilidades para DQO<sub>total</sub> efluentes durante o transiente hidráulico (Figura 7.5c), com comportamento distinto em relação ao observado para o FBP-Rotopack. Tal comportamento possivelmente está associado a diferenças de configuração e constituição do meio suporte. As diferenças entre o escoamento do líquido no interior dos sistemas, foi preliminarmente confirmado pelos ensaios com radiotraçadores (item 5.5).

Em termos de concentrações efluentes de SST (FBP-Rotosponge), após um aumento inicial de 10 para 25 mgSST.L<sup>-1</sup> as concentrações efluentes mantiveram-se entre 10-15 mgSST.L<sup>-1</sup>, tendendo a 5-4 mgSST.L<sup>-1</sup> no período pós-transiente (Figura 7.5f). A redução de SST pós-transiente pode estar associada a um incremento do potencial de retenção de sólidos nas espumas, em virtude da perda de SST durante o transiente. Durante 10 (dez) dias após o teste as concentrações de SST mantiveram-se em 4-5 mgSST.L<sup>-1</sup> (dados não apresentados). Tal comportamento sugere que a capacidade de retenção de biomassa promovida pela espuma de poliuretano pode contribuir para a estabilização do processo de remoção de matéria orgânica em situações de perdas de biomassa por transientes hidráulicos, um aspecto constatado a partir dos dados pós-transiente (Figura 7.6b).

#### Concentrações de matéria orgânica solúvel (COT<sub>solúvel</sub>) e perdas de biomassa

A Figura 7.7a mostra o comportamento da fração solúvel de matéria orgânica (COT<sub>solúvel</sub>) durante o experimento. Foi observado que nos momentos pré e pós-transiente as concentrações de COT<sub>solúvel</sub> estiveram em torno de 10 mgCOT.L<sup>-1</sup> (FBP-Rotopack) e 6,5-8,0 mgCOT.L<sup>-1</sup> (FBP-Rotosponge). As concentrações de COT<sub>solúvel</sub> no FBP-Rotosponge foram restabelecidas somente após 196 minutos (3h15min) do ajuste da TAS de 15 para 10 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Neste caso, o tempo para o retorno ao TDH pré-transiente pode ser um fator e

possivelmente explica a instabilidade pós-transiente para concentrações de  $DQO_{total}$  (Figura 7.5c). A aplicação do transiente hidráulico não influenciou de forma expressiva a remoção de  $COT_{solúvel}$  pós-transiente em ambos os sistemas. No entanto, o uso de espumas de poliuretano parece impor uma defasagem ao retorno de concentrações pré-transientes, um aspecto possivelmente associado ao TDH do líquido no FBP-*Rotosponge*.

Nenhuma alteração expressiva foi observada para as concentrações efluentes de  $COT_{solúvel}$  do FBP-*Rotopack*, enquanto que para o FBP-*Rotosponge* as concentrações de  $COT_{solúvel}$  aumentaram em 70%. Tal aspecto reforça uma maior influência de transientes hidráulicos na conversão de  $COT_{solúvel}$  em um FBP preenchido com material suporte de aderência intersticial (*Rotosponge*) do que em um FBP preenchido com um meio suporte de aderência superficial (*Rotopack*). O TDH nos FBPs pode ter sido um fator, considerando que a fração solúvel presente no efluente do reator UASB parece ser de menor biodegradabilidade pela presença de SMPs (45-65%), como observado por (AQUINO *et al.*, 2009).

As Figuras 7.7b e 7.7c mostram as concentrações de SSV durante os experimentos e as concentrações de  $COT_{solúvel}$  pré e pós-transientes, respectivamente. As perdas de SSV observadas durante o transiente representaram 15 gSSV (FBP-*Rotopack*) e 4 gSSV (FBP-*Rotosponge*), ou 2% e 0,03% do total de biomassa retida nos reatores. Dada a perda de biomassa em ambos os reatores, parece razoável que o transiente hidráulico não tenha comprometido a remoção de matéria orgânica solúvel ( $COT_{solúvel}$ ) pós-transiente.

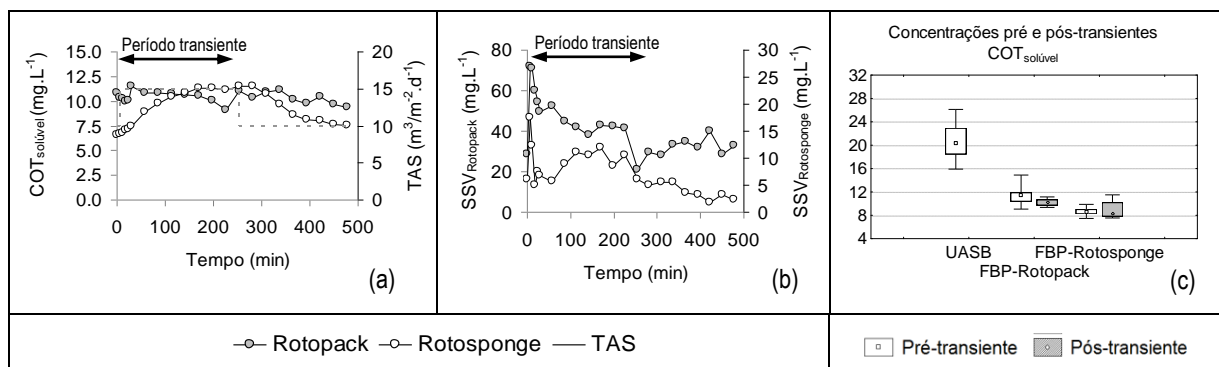


Figura 7.7. (a) Comportamento de concentrações efluentes dos FBPs para  $COT_{solúvel}$  em resposta ao transiente hidráulico aplicado. (b) e (c) Concentrações de SSV durante os experimentos.



### Processo de nitrificação

FBP-Rotopack. A Figura 7.8 mostra o comportamento do FBP-Rotopack em relação às concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e formas oxidadas de nitrogênio. Como mostra a Figura 7.8a, as concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  mantiveram-se entre 25-28  $\text{mgN.L}^{-1}$  no período de 0-254 min. O aumento da TAS 10-15  $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  promoveu alterações pouco expressivas para concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  durante o transiente hidráulico.

Após o retorno da TAS para 10  $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  (254-500 min) as concentrações médias de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  estiveram entre 17-20  $\text{mgN.L}^{-1}$ , indicando uma redução de concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , em relação a concentrações previamente observadas (condição pré-transiente, Figura 7.8b) e durante o transiente. As concentrações pós-transientes de  $\text{NO}_x\text{-N}$  aumentaram praticamente na mesma proporção (Figura 7.8b). Tal comportamento foi acompanhado pelo aumento do consumo de  $\text{O}_2$  em 1,2  $\text{gO}_2.\text{m}^{-3}$  (Figura 7.8a). Portanto, as concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{O}_2$  do FBP-Rotopack (meio com adesão estritamente superficial) foram reduzidas em um período pós-transiente, o que sugere alterações na atividade nitrificante no FBP-Rotopack.

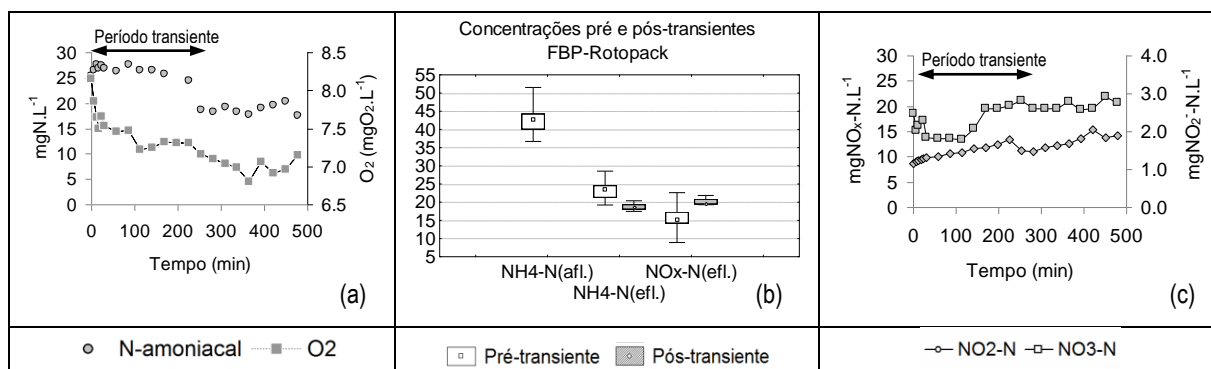


Figura 7.8. Concentrações efluentes do FBP-Rotopack para  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_x^-\text{-N}$  em resposta ao transiente hidráulico (TAS 10-15  $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ).

Com o aumento das tensões de cisalhamento na superfície do biofilme possivelmente uma parcela da biomassa heterotrófica, localizada em porções mais externas da matriz, foi transferida para o seio líquido do reator, aumentando a disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD) e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  para micro-organismos nitrificantes localizados em porções mais internas. Fundamentalmente, a variação das condições hidrodinâmicas pelo aumento da TAS pode reduzir a resistência à transferência de massa, possibilitando o aumento do fluxo de N-amoniaco para o biofilme (BOLTZ *et al.*, 2011). Tal constatação traz implicações para o projeto e operação de sistemas UASB/FBP-Rotopack, pois por meio de dados experimentais

foi claramente observado que o aumento da TAS elevou a transferência de massa ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) no FBP preenchido com meio vertical plástico, reforçando a necessidade da recirculação efluente final para o incremento de taxas de remoção de amônia.

Cabe ressaltar que métodos *in situ* (p.ex.: *fluorescent in situ hybridization* – FISH e microeletrodos) tem mostrado fortes evidências de estratificação do biofilme (WATANABE *et al.*, 1995; OKABE *et al.*, 1999) em termos de espécies microbianas, conforme resultados de modelos matemáticos 1D (WANNER and GUJER, 1985; MANEM and RITTMANN, 1992). Assim sendo, a maior disponibilidade de oxigênio para micro-organismos nitrificantes e a oxidação de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  resultaram em um incremento de formas oxidadas de nitrogênio ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ) no efluente final. Tal relação foi de aproximadamente  $1\text{gNO}_x\text{-N}_{\text{produzido}}/\text{gNH}_4^+\text{-N}_{\text{removido}}$  em termos de mediana.

A Figura 7.8c apresenta o comportamento de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_x\text{-N}$ . As concentrações de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  tenderam a um aumento durante o experimento, sugerindo uma alteração da atividade ou perda da biomassa oxidadora de nitrito (NOB). Para  $\text{NO}_x\text{-N}$ , foi observado um decréscimo de  $5\text{mgN.L}^{-1}$  durante a aplicação do transiente hidráulico. A variação de concentrações de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_x\text{-N}$  sugerem que o aumento da TAS ( $10\text{-}15\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) provocou alterações na produção de  $\text{NO}_x\text{-N}$  durante o transiente, ainda que a remoção de N-amoniaco tenha sido pouco afetada.

A Tabela 7.3 apresenta as cargas orgânicas ( $\text{CO}_{\text{DQO}}$ ) e de NTK ( $\text{C}_{\text{NTK}}$ ) aplicadas e cargas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  removidas. O objetivo foi estimar a influência das cargas de DQO e NTK aplicadas na remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Durante o transiente, o FBP-Rotopack manteve taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  semelhantes ao observado no período pós-transiente ( $0,46\text{ gN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ), mesmo com cargas aplicadas 50% mais elevadas ( $\text{CO}_{\text{DQO}}$ : 2,9 para  $4,3\text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ;  $\text{C}_{\text{NTK}}$ : 0,9 para  $1,4\text{ gNTK}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ). Considerando períodos pré e pós-transientes, a taxa média de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  foi elevada em 25% (de  $0,37$  para  $0,46\text{ gN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ). Assim, o incremento de cargas orgânicas e de NTK por aumento da vazão não resultou em um decréscimo de taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  durante o transiente hidráulico, reforçando que a nitrificação pode não ter sido negativamente afetada de forma representativa pelo aumento das TAS ( $10\text{-}15\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) e perdas de biomassa (2% da biomassa do reator) no período transiente.

Tabela 7.3. CO aplicadas e cargas  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  removidas (FBP-Rotopack).

Período	Cargas aplicadas (CO)			Carga de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removida	
	gDQO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	gNTK.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	gN.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	gN.d <sup>-1</sup>
Pré-transiente (período operacional)	2,9	0,38	0,9	0,37	90
Pós-transiente (254-500 min)	2,9	0,38	0,9	0,46	114
Período transiente (6-254 min)	4,3	0,57	1,4	0,46	112

\* Concentrações médias afluentes (efl. UASB) no período do experimento: 155 gDQO.m<sup>-3</sup>; 48 gNTK.m<sup>-3</sup>; 43 gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.m<sup>-3</sup>. As células hachuradas indicam o período de maiores CO aplicadas, em virtude do aumento de vazão (1,5x) no período transiente.

O incremento da nitrificação pós-transiente foi confirmado pela associação entre as concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{CaCO}_3$  (Figura 7.9a), em que as concentrações de  $\text{CaCO}_3$  foram reduzidas em 50 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> com a redução de concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . A curva de correlação (Figura 7.9b) indica um bom ajuste entre os dois componentes ( $r^2$ : 0,9219 - nível de confiança: 0,95) com  $\Delta\text{CaCO}_3/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N} = 6,8$  gCaCO<sub>3</sub>/gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, sendo esta uma boa aproximação da relação estequiométrica observada em processos de nitrificação - 7,08 gCaCO<sub>3</sub>/gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (RITTMANN and MCARTY, 2001).

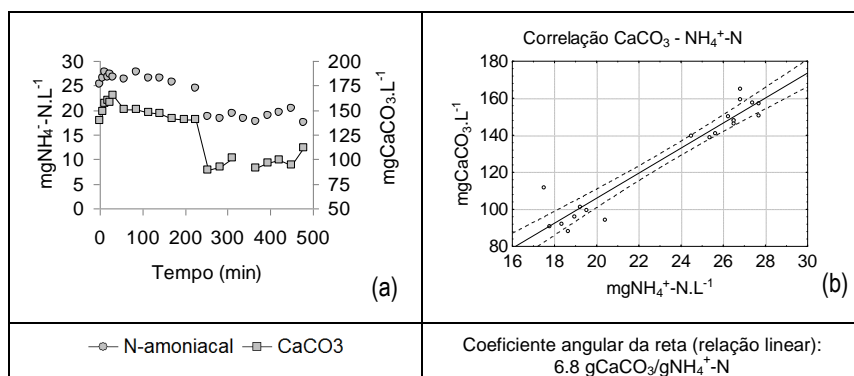


Figura 7.9. (a) Concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{CaCO}_3$ . (b) Correlação entre concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{CaCO}_3$  (nível de confiança: 0,95)

FBP-Rotosponge. A Figura 7.10a mostra o comportamento do FBP-Rotosponge e FBP-Rotopack no transcurso do experimento. Foi observada uma elevação de concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  em até 8 mgN.L<sup>-1</sup> para o FBP-Rotosponge resultando em variações mais expressivas para o FBP-Rotopack durante o transiente. A eficiência média de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  foi reduzida de 80% (0-6 min) para 60% (142-254 min), considerando uma concentração aflrente estimada de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  de 43 mgN.L<sup>-1</sup> (concentração média efluente do reator UASB no período do teste). Portanto, durante a elevação da vazão o transiente hidráulico exerceu maior influência sobre as concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  do FBP-Rotosponge do que no FBP-

*Rotopack*. As concentrações efluentes de N-amoniaco ( $\sim 15 \text{ mgN.L}^{-1}$ ) mantiveram-se abaixo do observado para o FBP-*Rotopack* ( $25\text{-}30 \text{ mgN.L}^{-1}$ ) durante o transiente hidráulico.

O fato de meios suportes baseados em espumas de poliuretano apresentarem maior potencial de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  pode ter sido um fator em termos da sensibilidade do sistema ao transiente hidráulico. Parker e Richards (1986) observaram que FBPs preenchidos com meios plásticos apresentando melhor desempenho para a remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  foram mais sensíveis à variações de cargas aplicadas. Tandukar *et al.* (2006) observaram tendências similares de alterações no processo de nitrificação reduzindo-se o TDH em 1h em um FBP com meio suporte baseado em espumas de poliuretano.

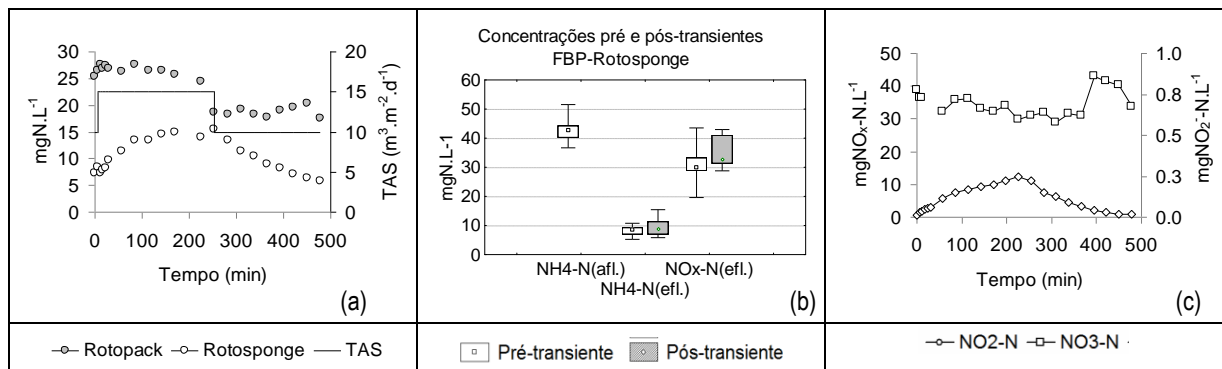


Figura 7.10. (a) Comportamento dos FBPs para concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . (b) Concentrações pré e pós-transientes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{NO}_x\text{-N}$  para o FBP-Rotosponge. (c) Concentrações efluentes de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  no transcurso do experimento.

A Figura 7.10b mostra as concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{NO}_x\text{-N}$  para condições pré e pós-transientes. Após a finalização do transiente, as concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  tenderam a retornar aos valores observados no período pré-transiente, indicando o potencial de retenção intersticial de biomassa promovido pelas espumas de poliuretano. Da mesma forma, a concentração mediana de  $\text{NO}_x\text{-N}$  não foi consideravelmente alterada, muito embora tenha sido observado um aumento na variabilidade dos dados. Tal aspecto está associado à instabilidade pós-transiente observada para  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  (Figura 7.10c).

As variações observadas para concentrações de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_x\text{-N}$  (Figura 7.10c) indicam que o processo de nitrificação sofreu alterações durante o transiente hidráulico. Contudo, de forma distinta ao observado para o FBP-*Rotopack*, as concentrações de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  tenderam a retornar aos níveis pré-transiente. Portanto, as concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  pré e pós-

transientes, indicam que micro-organismos nitrificantes permaneceram no reator durante o transiente hidráulico.

A Tabela 7.4 apresenta as cargas aplicadas (DQO e NTK) e removidas ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) no FBP-*Rotosponge*. Assim como para o FBP-*Rotopack*, a supressão da atividade nitrificante promovida pelo aumento de  $\text{CO}_{\text{DQO}}$  e  $C_{\text{NTK}}$  (por elevação da vazão afluente) não foi um fator para a remoção de cargas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . A redução do TDH pode ter sido um importante fator para o aumento das concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e supressão do processo de nitrificação, como mostra a Figura 7.10 (a-c).

Tabela 7.4. CO aplicadas e cargas  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  removidas (FBP-*Rotosponge*).

Período	Cargas aplicadas (CO)			Carga de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removida	
	(1) $\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$	(2) $\text{kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$	(2) $\text{gNTK.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$	(2) $\text{gN.m}^{-3}.\text{reator d}^{-1}$	$\text{gN.d}^{-1}$
Pré-transiente (período operacional)	0,88	0,38	118	86	160
Pós-transiente (254-500 min)	0,88	0,38	118	88	163
Período transiente (142-254 min)	1,45	0,63	176	108	200

(1) Carga aplicada por  $\text{m}^3$  de espuma. (2) Carga aplicada ou removida por  $\text{m}^3$  de reator.

\* Concentrações médias afluentes (efl. UASB) no período do experimento:  $93 \text{ gDQO.m}^{-3}$ ;  $48 \text{ gNTK.m}^{-3}$ ;  $43 \text{ gNH}_4^+\text{-N.m}^{-3}$ . As células hachuradas indicam o período de maiores CO aplicadas, em virtude do aumento de vazão (1,5x) no período transiente.

Foram observadas variações de  $\text{CaCO}_3$  durante o transiente ( $3\text{-}25 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ ), com tendência similar às concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (Figura 7.11a), resultando em boa correlação entre os parâmetros  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{CaCO}_3$  (Figura 7.11b). Após o restabelecimento das concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , as concentrações de  $\text{CaCO}_3$  tenderam a retornar aos valores pré-transientes (em torno de  $3 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ ). Contudo, a relação  $\Delta\text{CaCO}_3_{\text{consumido}}/\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{oxidado}}$  foi de aproximadamente  $2,65 \text{ gCaCO}_3_{\text{consumido}}/\text{gNH}_4^+\text{-N}_{\text{oxidado}}$ , um aspecto possivelmente associado à desnitrificação heterotrófica observada no FBP-*Rotosponge* (Capítulo 6).

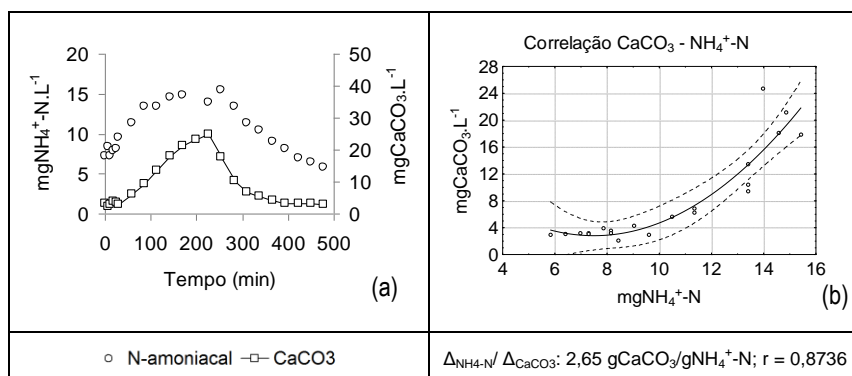


Figura 7.11. (a) Concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{CaCO}_3$ . (b) Correlação entre concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{CaCO}_3$  (nível de confiança: 0,95).

### 7.3.2 Etapa 2. Transiente hidráulico aplicado ao sistema UASB/FBP

O objetivo da Etapa 2 foi observar o desempenho e o comportamento dos sistemas UASB/FBP durante a imposição simultânea do transiente hidráulico ao reator UASB ( $TDH_{UASB}$  9,0-5,9 h) e FBPs ( $TAS$  10-15  $m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ ). A avaliação foi realizada considerando o atendimento a concentrações limites de 180  $mgDQO \cdot L^{-1}$ , 100  $mgSST \cdot L^{-1}$  e 20  $mgN \cdot L^{-1}$ . Adicionalmente, as concentrações de matéria orgânica e o processo de nitrificação foram investigados com vistas à capturar tendências observadas na Etapa 1. As COV aplicadas aos FBPs estiveram em torno de 0,25-0,40  $kgDQO \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$  (0,10-0,12  $kgDBO \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ ) no período operacional da Etapa 2 (Figura 7.2).

#### Concentrações de $DQO_{total}$ e SST e $NH_4^+ - N$

As Figuras 7.12a e 7.12b mostram as concentrações efluentes de  $DQO_{total}$  e SST dos sistemas UASB/FBP-Rotopack e UASB/FBP-Rotosponge. As concentrações efluentes estiveram em 100% dos casos abaixo de 180  $mgDQO \cdot L^{-1}$  e 100  $mgSST \cdot L^{-1}$ . Portanto, em condições de baixas cargas orgânicas aplicadas ( $CO_{UASB}$ : 18  $kgDQO \cdot d^{-1}$ ;  $COV_{FBP}$ : 0,25-0,40  $kgDQO \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ ), os sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários atenderam aos limites de  $DQO_{total}$  e SST, considerando transientes de vazão que resultaram em  $TDH_{UASB}$  5,9-9,0 e  $TAS_{FBP}$  10-15  $m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ . Neste caso, o controle do lodo anaeróbio assumiu condição de especial prioridade. Durante o experimento a carga de lodo no reator UASB foi de 0,18-0,20  $gDQO \cdot gSV^{-1} \cdot d^{-1}$  e as concentrações de SST estiveram em torno de 30-50  $mgSST \cdot L^{-1}$ .

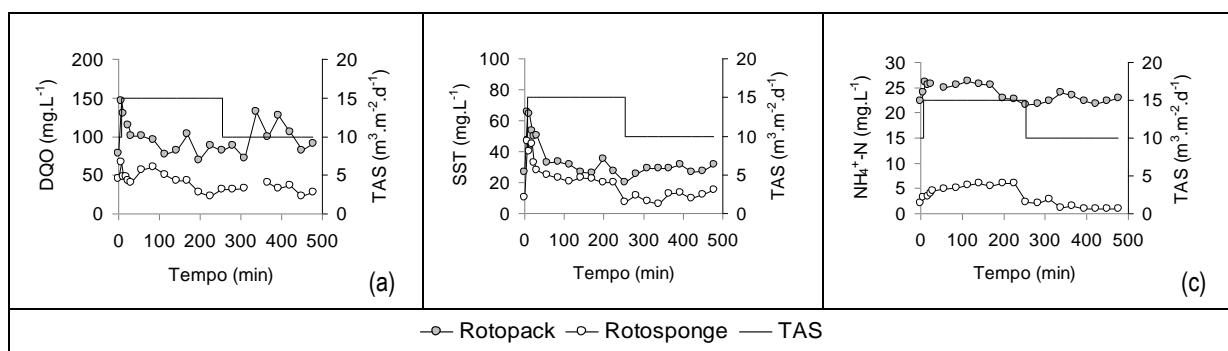


Figura 7.12. Comportamento de concentrações efluentes de DQO, SST e  $NH_4^+ - N$  em resposta à aplicação do transiente hidráulico no sistema UASB/FBP.

As variações máximas de  $DQO_{total}$  nos instantes iniciais do experimento (20min) foram similares ao comportamento dos sistemas na Etapa 1 (UASB/FBP-*Rotopack*: 70 mgDQO.L<sup>-1</sup>; UASB/FBP-*Rotosponge*: 20 mgDQO.L<sup>-1</sup>). Portanto, a redução da influência do transiente hidráulico para concentrações de  $DQO_{total}$  com o uso de espumas de poliuretano como meio suporte foi semelhantemente observada.

Em relação ao parâmetro SST (Figura 7.12b), as concentrações efluentes do sistema UASB/FBP-*Rotopack* tenderam a se estabilizar em torno de 25-30 mgSST.L<sup>-1</sup> após os instantes iniciais da aplicação do transiente (30 min). Tal processo está associado às menores CO aplicadas no período, resultando em biofilmes de menor espessura/menores taxas de desprendimento de componentes particulados. Para o FBP-*Rotosponge*, após um pico de concentração máxima (50 mgSST.L<sup>-1</sup>) foram observadas elevações das concentrações efluentes de SST (20-25 mgSST.L<sup>-1</sup>) durante todo o período transiente ( $TDH_{UASB}$  5,9h;  $TAS_{FBP}$  15 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). As concentrações pós-transientes foram restabelecidas (10-15 mgSST.L<sup>-1</sup>) após o ajuste para condições operacionais pré-transientes ( $TDH_{UASB}$  9,0h;  $TAS_{FBP}$  10 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Portanto, durante o transiente hidráulico as concentrações efluentes de SST dos sistemas UASB/FBP tenderam a se aproximar. As baixas concentrações efluentes de SST do reator UASB possivelmente influenciaram tal comportamento.

Considerando que os resultados obtidos para concentrações de matéria orgânica ( $DQO_{total}$  e SST) foram produzidos em condições de baixas CO aplicadas, a aplicação do transiente hidráulico com CO afluentes mais elevadas é necessária. Tal etapa de investigações é importante para informações conclusivas sobre o efeito do uso de espumas de poliuretano na redução da influência de transientes hidráulicos sobre concentrações efluentes de SST.

#### *Processo de nitrificação*

A Figura 7.12c mostra as concentrações efluentes de  $NH_4^+$ -N durante o experimento. As concentrações efluentes do sistema UASB/FBP-*Rotopack* estiveram acima de 20 mgN.L<sup>-1</sup>, um comportamento esperado, tendo em vista que o uso do meio plástico *Rotopack* não resultou em uma adequada remoção de N-amoniaco (Capítulo 6). Adicionalmente, a tendência de redução de concentrações de  $NH_4^+$ -N pós-transiente não foi observada como na Etapa 1. Com as  $CO_{FBP-Etapa 2}$  (0,35-0,60 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) menores que as  $CO_{FBP-Etapa 1}$  (0,25-0,40 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) o efeito de tensões de cisalhamento e desprendimento de biomassa sobre a relação

fração volumétrica de heterótrofos/disponibilidade de OD e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  para nitrificantes parece ter sido menos evidente. Tais comportamentos poderão ser futuramente investigados em maior profundidade com o uso do modelo matemático proposto na presente tese (Capítulo 8).

Para o sistema UASB/FBP-*Rotosponge*, as concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  estiveram consistentemente abaixo de  $10 \text{ mgN.L}^{-1}$  em 100% dos casos. Durante o transiente hidráulico a variação de concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $\Delta_{\text{NH}_4\text{-N}}$ :  $5 \text{ mgN.L}^{-1}$ ) são semelhantes ao observado na etapa 1 (Figura 7.12c). Ainda que a variação seja de baixa magnitude, tais resultados reforçam a sensibilidade do FBP-*Rotosponge* a elevações de vazão e cargas orgânicas promovidas por um transiente hidráulico.

A Figura 7.13 apresenta o comportamento de concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e formas oxidadas de nitrogênio ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ) em resposta à aplicação do transiente hidráulico nos sistemas UASB/FBP. O decaimento de concentrações de  $\text{NO}_x\text{-N}$  acompanhou o aumento de concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (Figuras 7.13a; 7.13b) durante o transiente, indicando a supressão da atividade de micro-organismos nitrificantes por elevação das vazões afluentes ao sistema UASB/FBP e cargas orgânicas aduzidas aos FBPs.

A elevação de concentrações efluentes de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  no FBP-*Rotopack* (Figura 7.13c) foi também observada na Etapa 2, sugerindo que as oxidadoras de nitrito (NOB) foram em parte desprendidas da matriz microbiana, conforme observado na Etapa 1. Para o FBP-*Rotosponge*, as concentrações de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  tenderam ao restabelecimento após a redução das vazões afluentes ( $\text{TDH}_{\text{UASB}}$  5,9-9,0h;  $\text{TAS}_{\text{FBP}}$   $15\text{-}10 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ). Os resultados mostram que o uso de espumas de poliuretano como meio suporte reduziu os impactos causados ao processo de nitrificação em uma etapa pós-transiente.

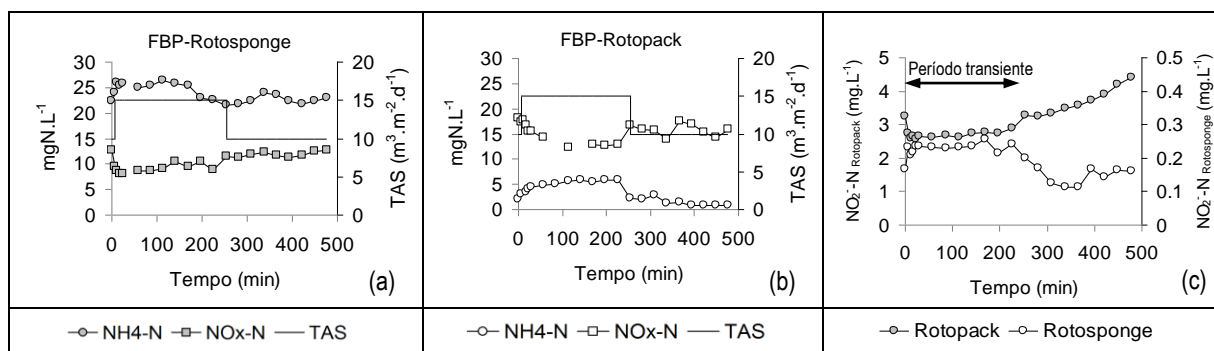


Figura 7.13. Comportamento de concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{NO}_x\text{-N}$  e  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  em resposta à aplicação do transiente hidráulico nos sistemas UASB/FBP.



## 7.4 Conclusões

Com a aplicação do transiente hidráulico nos FBPs pós-UASB foi observado que:

- O uso de espumas de poliuretano como meio suporte reduziu a influência do transiente hidráulico ( $TAS\ 10-15\ m^3.m^{-2}.d^{-1}$ ) para concentrações efluentes de  $DQO_{total}$  e SST do FBP pós-reator UASB.
- As perdas de biomassa de 2% (FBP-*Rotopack*) e 0,03% (FBP-*Rotosponge*) pela aplicação do transiente hidráulico não resultaram em aumento pós-transiente de concentrações efluentes de matéria orgânica ( $DQO_{total}$ ) e  $NH_4^+-N$ .
- O transiente hidráulico parece ter induzido um aumento da atividade nitrificante pós-transiente no FBP-*Rotopack*. Tal constatação traz implicações para o projeto e operação de sistemas UASB/FBP-*Rotopack*, pois o aumento da TAS elevou a transferência de massa de  $NH_4^+-N$  no FBP preenchido com meio vertical plástico, reforçando a necessidade da recirculação efluente final para o incremento de taxas de remoção de amônia.
- Com o uso de espumas de poliuretano (FBP-*Rotosponge*), houve uma supressão pouco expressiva do processo de nitrificação durante o transiente hidráulico. As concentrações pré-transientes foram restabelecidas após a redução da TAS, de 15 para  $10\ m^3.m^{-2}.d^{-1}$ .

Com a aplicação do transiente hidráulico no sistema UASB/FBP foi observado que:

- Em condições de baixas CO aplicadas, os sistemas UASB/FBP investigados atenderam aos limites previstos de  $DQO_{total}$  e SST, considerando transientes de vazão com variações de  $TDH_{UASB}\ 9,0-5,9$  e  $TAS_{FBP}\ 10-15\ m^3.m^{-2}.d^{-1}$ .
- Para concentrações efluentes de  $DQO_{total}$ , o uso de espumas de poliuretano como meio suporte reduziu a influência do transiente hidráulico no sistema UASB/FBP sem decantadores. No entanto, as concentrações efluentes de SST dos sistemas UASB/FBP-*Rotopack* e UASB/FBP-*Rotosponge* estiveram próximas durante o transiente hidráulico, sendo necessária a continuidade das investigações com CO afluentes mais elevadas.
- Apenas o sistema UASB/FBP-*Rotosponge* foi capaz de produzir concentrações efluentes de  $NH_4^+-N$  abaixo de  $20\ mgN.L^{-1}$ . Durante o transiente houve supressão da atividade nitrificante nos FBPs, e o uso de espumas de poliuretano como meio suporte foi importante para o restabelecimento do processo de nitrificação pós-transiente.

## 8 PROPOSIÇÃO PARA MODELAGEM UNIDIMENSIONAL MULTIESPÉCIES, MULTICOMPONENTE DE FBP PÓS-REATOR UASB

### 8.1 Introdução

Conforme apresentado no Capítulo 6 e 9, observa-se que FBPs preenchidos com meios suportes baseados em espumas de poliuretano tendem a proporcionar um maior desempenho ao sistema UASB/FPB, induzindo a uma maior confiabilidade e possivelmente a uma maior estabilidade do sistema. De acordo com resultados da literatura, os meios suportes que permitem a retenção intersticial da biomassa (p.ex.: FBP-*DHS* e FBP-*Rotosponge*) parecem ser mais eficientes para remoção de matéria orgânica e N-amoniacal que os meios suportes de adesão estritamente superficial (p.ex.: anéis plásticos, FBP-*Rotopack*).

A diferença entre as duas categorias de meios suportes está associada ao escoamento do líquido no interior dos reatores e à forma de retenção da biomassa. No sistema preenchido pelo meio vertical plástico (FBP-*Rotopack*) o líquido escoar sobre o conjunto de placas que compõe o material de enchimento, e a retenção da biomassa ocorre apenas na superfície do material suporte. Neste sistema, assume-se que os substratos são encaminhados às porções internas do biofilme por processos difusivos. No FBP-*Rotosponge* a dinâmica de escoamento no reator se dá de forma mais complexa, considerando processos dispersivos e advectivos em todo o volume da espuma. Portanto, a retenção e desenvolvimento da biomassa ocorrem não somente na superfície da espuma, mas também em seus interstícios.

Tais diferenças de configuração e constituição entre os meios suportes parecem possuir forte relação com o desempenho dos sistemas investigados e com a qualidade do efluente final produzida por cada reator. Assim sendo, a descrição dos processos de transporte e transformação no interior destes sistemas merecem abordagens distintas, com vistas à compreensão de mecanismos sugeridos por Tandukar *et al.* (2007) e Almeida *et al.* (2011). Com base em tais estudos, a retenção da biomassa em poros pode resultar em uma maior idade do lodo e tempo de detenção hidráulica (TDH) no sistema, contribuindo, inclusive, para a redução da produção de sólidos suspensos no efluente final.

A difusividade de substratos como oxigênio dissolvido (OD) em biofilmes parece ocorrer de forma diferenciada, em comparação com a difusão de OD na espuma. Em biofilmes com adesão estritamente superficial a difusão de OD é limitada a profundidades em torno de 200 a 250  $\mu\text{m}$  (WIK, 2006; NI *et al.*, 2011a), enquanto que em espumas de poliuretano concentrações de 1,0  $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  são observadas à profundidades de 6,0 mm (6000  $\mu\text{m}$ ) (MACHDAR *et al.*, 2000). Tal constatação pode ser um dos principais motivos para as espumas de poliuretano serem consideradas um bom meio suporte para a imobilização, incremento de atividades metabólicas e crescimento de micro-organismos nitrificantes (WOZNICA *et al.*, 2010).

Maiores taxas de remoção de nitrogênio têm sido observadas em FBPs utilizando as espumas de poliuretano como meio suporte. Neste caso, a fração biodegradável da biomassa inativa é possivelmente utilizada como fonte adicional de carbono para a conversão de nitrito e nitrato a nitrogênio gasoso (TANDUKAR *et al.*, 2007). Portanto, a desnitrificação possivelmente contribui para a redução da produção de sólidos neste sistema. Contudo, tal processo ainda merece investigações, sob a perspectiva do papel de fontes orgânicas solúveis provenientes da hidrólise da biomassa inativa na desnitrificação heterotrófica.

A relevância de cada um dos mecanismos associados aos processos de transformação em FBPs pós-reactores UASB ainda não foi discutida a partir de uma análise quantitativa detalhada em estudos antecedentes. Nesse sentido, a avaliação quantitativa da relevância de mecanismos atuantes nos FBPs pós-UASB pode ajudar a explicar as diferenças de desempenho entre os sistemas.

Vários estudos têm utilizado a modelagem matemática para o entendimento e a interação de mecanismos fundamentais envolvidos em sistemas biológicos (WANNER e GUJER, 1985; de SILVA e RITTMANN, 2000; AQUINO e STUCKEY, 2008; MERKEY *et al.* 2009; MATSUMOTO *et al.* 2010; NI *et al.*, 2011). No entanto, a aplicação de modelos mecanísticos a FBPs é bastante escassa (WIK, 2006). Via de regra os modelos empíricos são utilizados (BALAKRISHNAN e ECKENFELDER, 1969; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2003) para FBPs preenchidos com materiais suporte de aderência superficial. Para FBPs preenchidos com meio suporte baseado em espumas de poliuretano não foram encontrados trabalhos sobre a aplicação de modelos mecanísticos para a compreensão de processos biológicos associados.

Portanto, o objetivo deste capítulo é apresentar uma abordagem matemática que possibilite uma análise sobre as possíveis diferenças de desempenho e a significância de mecanismos atuantes em FBPs preenchidos com meios suportes de aderência superficial e aderência intersticial. Considerando a complexidade atribuída à modelagem de escoamento em meios porosos o trabalho propõe ainda uma simplificação para análise de processos biológicos ocorrendo em espumas de poliuretano.

## **8.2 Desenvolvimento do modelo**

### **8.2.1 Escolha do modelo e estratégias para o modelamento**

Para a realização das simulações o modelo escolhido foi o *modelo numérico unidimensional, multiespécies, multicomponente*. A justificativa para a escolha reside nos aspectos, a saber:

- A abordagem do presente estudo prevê a obtenção de dados *globais ou médios* sobre os processos investigados. Portanto, a investigação de heterogeneidades locais (p.ex. estrutura física do biofilme) e a hidrodinâmica não são objetivos pertencentes ao escopo do trabalho;
- A espessura do biofilme nos sistemas investigados difere em ordens de magnitude, em relação à largura e comprimento do meio suporte. Portanto, os dados gerados pelo modelo são suficientes, principalmente para a avaliação de tendência de desempenho dos sistemas;
- Número de componentes (constituintes químicos e espécies de biomassa) considerados para avaliar a remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio é bastante expressivo. Isto dificulta a adaptação de modelos mais simplificados. O modelo numérico unidimensional admite a inclusão de um maior número de variáveis.

De forma complementar, os resultados experimentais apresentados em Almeida *et al.* (2011) e no Capítulo 6 indicam um acúmulo de  $\text{NO}_2^-$ -N no FBP-Rotopack, sugerindo que o meio suporte de aderência estritamente superficial pode não ter promovido condições adequadas para o estabelecimento de micro-organismos com baixa taxa de crescimento específico, como é o caso das oxidadoras de nitrito (NOB). Portanto, a distribuição espacial dos micro-organismos pode ser um fator, e a simplificação do modelo a partir da distribuição homogênea da biomassa no domínio ‘biofilme’, poderia dificultar as investigações.

**FBP como múltiplos CMBRs em série.** Considerando a existência de gradientes longitudinais de concentrações nos FBPs, os reatores serão modelados como múltiplos CMBRs em série. O objetivo é tornar tais gradientes longitudinais menos expressivos em cada CMBR, em comparação com os gradientes perpendiculares ao meio suporte. Em cada CMBR, prevê-se o modelamento do sistema considerando condições de estado estacionário (*'steady-state'*) para os substratos solúveis e condições dinâmicas para os componentes particulados no biofilme. Isto simplifica a abordagem matemática e reduz a demanda computacional, *embora em períodos de adaptação da biomassa às novas condições tal estratégia possa atribuir desvios em relação aos resultados experimentais.* No presente estudo não são intencionadas as investigações em momentos transientes.

### 8.2.2 Domínios de modelagem dos FBPs

Em virtude das diferenças físicas entre os meios suportes, a representação matemática dos processos de transporte no interior dos sistemas merecem abordagens distintas. Isto significa que os balanços de massa dos reatores (macroescala) devem ser definidos de acordo com diferentes domínios de modelagem. A Figura 8.1 mostra a configuração esquemática dos domínios de modelagem para os meios suportes de aderência superficial (*Rotopack*) e aderência intersticial (*Rotosponge*). No item 8.2.3 os balanços de massa em macroescala são apresentados considerando-se os respectivos domínios de modelagem.

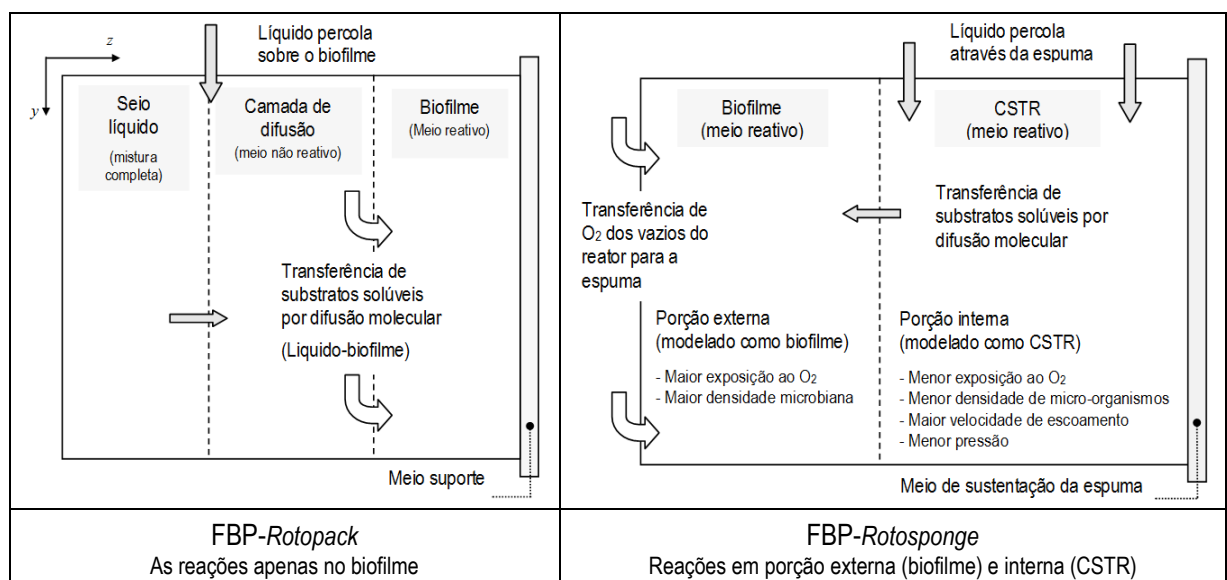


Figura 8.1. Configuração esquemática dos domínios de modelagem definidos em cada CMBR. (a) FBP com meio suporte de aderência superficial (Rotopack) e (b) FBP com meio suporte de aderência intersticial (Rotosponge).

### 8.2.3 Balanços de massa em macroescala: Componentes solúveis

**FBP-Rotopack** (Fig. 8.1a). A abordagem matemática para a representação do FBP-Rotopack segue os princípios descritos no item 2.8, de acordo com Wanner e Gujer (1985), Wanner *et al.* (2006) e Merkey *et al.* (2009). Assim, a aderência da biomassa ocorre na superfície do meio suporte, o escoamento do líquido se dá sobre o biofilme, e os substratos solúveis são transferidos do *seio líquido* do reator para a *camada de difusão*. Na camada de difusão não há reações envolvendo processos biológicos, e os gradientes de concentrações são meramente resultado da resistência externa ao transporte de massa, descrita pela primeira lei de Fick. Adicionalmente, para o FBP-Rotopack são consideradas apenas as transformações no biofilme.

No biofilme (meio reativo), as reações biológicas determinam a transferência de massa e o fluxo de substratos para o interior da matriz biológica, bem como os gradientes de concentrações de componentes solúveis e sólidos (biomassa). As perdas de biomassa neste sistema ocorrem com o desprendimento de componentes sólidos *na superfície do biofilme*. O modelo não considera a aderência de componentes sólidos provenientes do seio líquido do reator sobre o biofilme. Isto porque o desprendimento da biomassa tende a ser o processo dominante em reatores com biofilmes (WANNER *et al.*, 2006). O balanço de massa em macroescala *para substratos solúveis* é representado pela Eq. 2.22 (capítulo 2):

$$V_B \frac{dS_B}{dt} = Q(S_{afI} - S_B) - j_f A_f \quad (2.22)$$

Em que:

$V_B$	Volume ocupado pelo líquido no seio do reator (acima do biofilme) ( $L^3$ )
$S_B$	Concentração do substrato no seio líquido ( $M_s.L^{-3}$ )
$A_f$	Área total do meio suporte ( $L^2$ )
$Q$	Vazão afluente ( $L^3.T^{-1}$ )
$j_f$	Fluxo de substrato em uma posição no interior do biofilme ( $M_s.L^{-2}.T^{-1}$ )

A equação 2.22 pode ser rearranjada, de forma a considerar o tempo de detenção hidráulica - TDH ( $\theta = V_B/Q$ ), a área superficial específica ( $a$ ) do meio suporte, e a fração do reator preenchida pelo efluente ( $V_B = h.V$ ). Portanto, o volume do seio líquido ( $V_B$ ) é uma parcela do volume total do reator ( $V$ ). Tal representação é necessária, uma vez que em um FBP o índice

de vazios tende a ser elevado, e o volume de líquido é expressivamente menor do que o volume do reator. Para o sistema em estado estacionário, tem-se

$$0 = (S_{afI} - S_B) - \frac{j_f a \theta}{h} \quad (8.1)$$

Isolando a concentração do componente solúvel ( $S_B$ ) na equação 8.1, e substituindo  $S_B$  na primeira lei de Fick (Eq. 2.3):

$$0 = -j_f + \left[ \left( S_{afI} - \frac{j_f a \theta}{h} \right) - S_f \right] \cdot \frac{D}{L} \quad (8.2)$$

Os componentes  $S_f$  e  $j_f$  são resultados simultaneamente obtidos com a resolução do sistema em microescala, considerando as condições de contorno 1 e 2 (Figura 2.10). Com a solução da Eq. 8.2,  $j_f$  pode ser substituído na Eq. 8.1, obtendo-se a concentração do substrato solúvel no efluente ( $S_B$ ), em que:

$$S_B = S_{afI} - \frac{j_f a \theta}{h} \quad (8.3)$$

*Transferência de oxigênio.* Sendo o oxigênio um gás solúvel, ao passo que o líquido percola no interior do FBP ocorre a transferência de oxigênio da atmosfera para o seio líquido. Portanto, o balanço de massa para o oxigênio dissolvido em macroescala deve ser acrescido de um termo que descreva o suprimento de oxigênio no reator. A taxa do fluxo de oxigênio da fase gasosa (atmosfera) para a fase líquida pode ser descrita como:

$$r_{O_2} = K_{La} (O_2^{sat} - O_2^B) \quad (8.4)$$

Em que:

$r_{O_2}$	Taxa de transferência de oxigênio <i>por unidade de volume do seio líquido</i> ( $M_s \cdot L^{-3} \cdot T^{-1}$ )
$K_{La}$	Coefficiente de transferência de oxigênio ( $T^{-1}$ )
$O_2^{sat}$	Concentração de saturação ( $M_s \cdot L^{-3}$ )
$O_2^B$	Concentração de oxigênio na fase líquida ( $M_s \cdot L^{-3}$ )

Portanto, o balanço de massa em macroescala (unidade CMBR) para o oxigênio dissolvido é representado pela equação 2.22, acrescida do suprimento de oxigênio resultante do escoamento do líquido através do reator (sobre o meio suporte):

$$V_B \frac{dS_B}{dt} = Q(S_{afI} - S_B) - j_f a V + K_L a (O_2^{sat} - O_2^B) \cdot V_B \quad (2.22)$$

Note que a taxa de transferência de oxigênio foi multiplicada por  $V_B$  (não por  $V$ ). A justificativa reside no fato de que a transferência de  $O_2$  é realizada dos vazios do FBP para o volume do seio líquido ( $V_B$ ). Pela Fig 8.1, os vazios não fazem parte do domínio de modelagem do FBP-Rotopack. Considerando  $V_B = h \cdot V$ ,  $\theta = V_B/Q$  e dividindo-se a equação por  $Q$ ,

$$0 = (O_2^{afI} - O_2^B) - \frac{j_{O_2} a \theta}{h} + K_L a (O_2^{sat} - O_2^B) \cdot \theta \quad (8.5)$$

Considerando um arranjo algébrico similar efetuado para outros substratos solúveis (Eq.8.2), tem-se a equação de contorno para a obtenção da concentração efluente  $O_2^B$ :

$$0 = O_2^{afI} - \left( \frac{j_{O_2} L}{D} + O_2^f \right) - \frac{j_{O_2} a \theta}{h} + K_{La} \left[ O_2^{sat} - \left( \frac{j_{O_2} L}{D} + O_2^f \right) \right] \cdot \theta \quad (8.6)$$

Os componentes  $O_2^f$  e  $j_{O_2}$  são resultados simultaneamente obtidos com a resolução do sistema em microescala. Assim,  $j_{O_2}$  pode ser substituído na Eq. 8.5, obtendo-se, portanto, a concentração de OD no efluente ( $O_2^B$ ), em que:

$$O_2^B = \frac{O_2^{afI} - \left( \frac{j_{O_2} a \theta}{h} \right) + K_L a \cdot O_2^{sat} \cdot \theta}{1 + K_{La} \cdot \theta} \quad (8.7)$$



**FBP-Rotosponge** (Fig. 8.1b). Neste sistema, a fração porosa do meio suporte (espuma) é dividida em duas porções: *porção interna* e *porção externa*. Em cada porção, assumiu-se uma abordagem distinta para a modelagem, em função dos seguintes aspectos:

- Tendo em vista que o líquido escoar pelo interior da espuma (observação visual em campo), considera-se a *advecção* um importante mecanismo de transferência de massa no reator;
- A biomassa ativa é provavelmente encontrada na porção interna da espuma, mas a densidade de micro-organismos tende a reduzir-se nesta região (WOZNICA *et al.*, 2010). Consequentemente, o transporte da biomassa pela movimentação da matriz microbiana em direção à superfície da espuma pode ser menos evidente, e a sua influência na advecção da biomassa localizada na porção externa do biofilme foi assumida como sendo irrelevante;
- O uso de espumas como meio suporte eleva o tempo de detenção da biomassa no FBP-Rotosponge. Portanto, a retenção de biomassa nos poros é um fator, e o desprendimento de componentes particulados provavelmente não ocorre apenas na superfície da espuma.

Portanto, o domínio de modelamento foi dividido em dois compartimentos para o FBP-Rotosponge (Fig. 8.1b):

- (i) *Porção externa (biofilme)*: Modelado como um biofilme. Refere-se à porção da espuma onde a biomassa é exposta a maiores concentrações de oxigênio. Neste compartimento, os substratos solúveis são transportados por difusão molecular e a advecção da biomassa é responsável pela movimentação da matriz microbiana. O desprendimento de componentes sólidos ocorre na superfície externa do biofilme nesta porção.
- (ii) *Porção interna (CSTR)*: Modelado como um CSTR. Refere-se à porção do meio suporte onde a biomassa é menos exposta ao oxigênio. Neste compartimento, o processo de lise/hidrólise, bem como a desnitrificação podem ser importantes mecanismos associados à remoção de componentes orgânicos e nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ). No entanto, a nitrificação pode ocorrer neste compartimento, principalmente em regiões inferiores do FBP. As perdas de biomassa no CSTR são descritas segundo um modelo de primeira ordem, o qual consequentemente descreve o potencial de retenção de componentes sólidos na espuma.

Cabe novamente destacar que, em virtude da permeabilidade e da possível menor densidade de micro-organismos em porções internas da espuma, o líquido percola através do meio poroso e não sobre a superfície externa (Fig. 8.1b). Por simplicidade, em porções internas da espuma não há gradientes de concentrações de componentes solúveis e particulados, na direção perpendicular ao fluxo do líquido (direção  $z$ ) em porções internas da espuma.

O balanço de massa para o domínio do FBP-Rotosponge considera, portanto, as reações ocorrendo como em um biofilme nas porções externas e como em um CSTR nas porções internas da espuma. O biofilme se desenvolve sobre um substrato reativo, e o líquido escoar através da espuma. Isto significa que as condições de contorno para determinação das concentrações de oxigênio no biofilme podem ser distintas das condições de contorno definidas para os demais substratos solúveis, conforme apresentado no item 2.8. A Figura 8.2 apresenta o domínio de modelagem com as condições de contorno para o sistema com espumas de poliuretano.

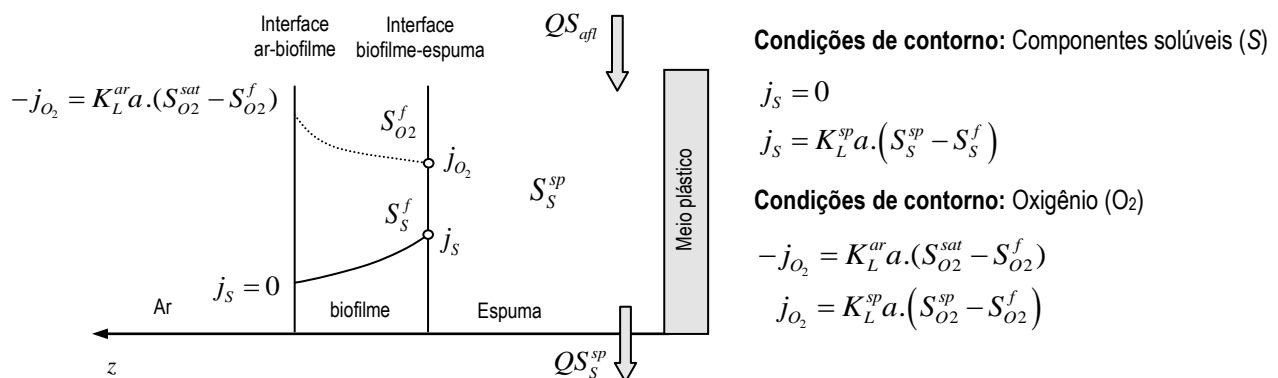


Figura 8.2. Condições de contorno aplicadas ao domínio de modelagem do FBP-Rotosponge.  $S_{afl}$  - concentração afluente ( $M_s \cdot L^{-3}$ ),  $S_S^{sp}$  - concentração de substratos na porção interna da espuma ( $M_s \cdot L^{-3}$ ),  $S_{O_2}^f$ ,  $S_S^f$  - concentrações de substratos na interface biofilme-espuma ( $M_s \cdot L^{-3}$ ),  $j_S$  - fluxo de substrato nas interfaces ( $M_s \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$ ),  $j_{O_2}$  - fluxo de oxigênio nas interfaces ( $M_s \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$ ),  $K_L^{ar} a$ ,  $K_L^{sp} a$  - coef. de transferência de substrato interface ar-biofilme, biofilme-espuma ( $L \cdot T^{-1}$ ).

Os balanços de massa em macroescala para os componentes solúveis e para o oxigênio dissolvido no domínio de modelagem são representados da seguinte forma:

Para os componentes solúveis, tem-se:

$$V_{sp} \frac{dS_{sp}}{dt} = Q(S_{afI} - S_{sp}) - j_S a V_{sp} + \eta V_{sp} \quad (8.7)$$

Em que,  $\eta$  representa as reações ocorrendo no CSTR. Portanto, diferentemente do FBP-*Rotopack*, no FBP-*Rotosponge* são consideradas as transformações além daquelas observadas no biofilme, sendo tais reações representadas em um CSTR. Vale ressaltar que nesse caso o volume reacional ( $V_{sp}$ ) é representado pelo volume da espuma. Para o sistema em 'steady-state', dividindo-se a Eq. 8.7 por  $V_{sp}$ , considerando  $\theta = V_{sp}/Q$ , tem-se

$$0 = \frac{(S_{afI} - S_{sp})}{\theta} - j_S a + \eta_{sp,S} \quad (\text{balanço de massa para substratos solúveis}) \quad (8.8)$$

$$0 = \frac{(O_2^{afI} - O_2^{sp})}{\theta} - j_{O_2} a + \eta_{sp,O_2} \quad (\text{balanço de massa para } O_2) \quad (8.9)$$

Em que, o primeiro termo à direita das equações 8.8 e 8.9 representam o processo de advecção (transporte) de substratos no domínio de modelamento. O segundo termo, representa o fluxo de substrato para o interior do biofilme, e o terceiro termo representa as reações na porção interna da espuma descritas pelo balanço de massa do substrato correlato. Observa-se que para o balanço de massa de  $O_2$  no *Rotosponge* não se considera diretamente o termo que representa o suprimento de oxigênio, uma vez que esta parcela já foi computada como uma condição de contorno (Figura 8.2).

#### 8.2.4 Balanços de massa em macroescala: Componentes particulados

O modelo avalia 6(seis) diferentes tipos de biomassa: biomassa heterotrófica ( $X_h$ ) em condições aeróbias e anóxicas, biomassa oxidadora de amônia ( $X_{AOB}$ ), biomassa oxidadora de nitrito ( $X_{NOB}$ ), biomassa inerte ( $X_{inert}$ ), biomassa proveniente do reator UASB ( $X_{uasb}$ ) e substâncias poliméricas extracelulares (EPS). Em cada domínio de modelagem dos FBPs, as expressões para componentes sólidos são definidas segundo abordagens distintas.

No FBP-*Rotopack* a fração sólida presente no seio líquido do reator é composta pela biomassa despreendida do biofilme, somada à biomassa advinda do reator UASB ( $X_{uasb}$ ). Para o FBP-*Rotosponge*, a fração sólida é composta pelos componentes particulados produzidos na espuma de poliuretano. A biomassa proveniente do reator UASB é retida na espuma, contribuindo como fonte adicional de carbono orgânico e biomassa inerte.

Neste item, serão apresentados primeiramente detalhes associados ao balanço de massa da fase sólida, como uma extensão dos conceitos apresentados no item 2.8. Tais princípios são necessários para o entendimento do balanço de massa da fase sólida em macroescala.

#### 8.2.4.1 FBP-*Rotopack*

Como discutido no item 2.8.3, a biomassa é representada no modelo considerando sua densidade ( $\rho_j$ ) e fração volumétrica ( $\varepsilon_j$ ), de acordo com a equação [ $X_{M,j} = \rho_{cel,j} \cdot \varepsilon_j$ ]. Neste caso, cada espécie se desenvolve proporcionalmente à sua massa e a conservação de massa requer que a fração volumétrica total mantenha-se constante. Da equação 2.19,

$$\sum_1^{j=n} \varepsilon_j = \varepsilon_h + \varepsilon_{AOB} + \varepsilon_{NOB} + \varepsilon_{inert} + \varepsilon_{uasb} + \varepsilon_{EPS} = 1 \quad (8.10)$$

Tomando como exemplo a taxa de utilização de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , bem como a representação da biomassa em termos de sua densidade ( $\rho_j$ ) e fração volumétrica ( $\varepsilon_j$ ), tem-se:

$$X_{AOB} = \rho_{AOB} \cdot \varepsilon_{AOB} \quad (8.12)$$

Substituindo a Eq. 8.12 na equação que expressa a taxa de utilização do substrato associado ao metabolismo de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  [ $r_{ut-NI, AOB}$ ]

$$r_{ut-NI, AOB} = \hat{q}_{N1, AOB} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{N_1}{K_{N1, AOB} + N_1} \cdot \frac{O_2}{K_{O2, AOB} + O_2} \right) \cdot \rho_{AOB} \cdot \varepsilon_{AOB}$$

Dessa forma, pela Tabela 8.2 observa-se a representação de  $\rho_{cel,j}$  na matriz de processos para substratos solúveis, de forma que as espécies de biomassa possam ser expressa em termos de sua fração volumétrica  $\varepsilon_j$ . Como mencionado no item 2.8.3, o balanço de massa para a fase sólida em microescala é dado por

$$\frac{\partial X_j}{\partial t} + \frac{\partial(vX_j)}{\partial z} = \mu_j \quad (2.7)$$

Substituindo a Eq. 8.12 na Eq. 2.7, e em seguida tomando-se como exemplo o balanço de massa para as oxidadoras de amônia ( $X_{AOB}$ , Tabela 8.2), tem-se

$$\begin{aligned} \frac{\partial(\rho_{AOB} \cdot \varepsilon_{AOB})}{\partial t} + \frac{\partial[v \cdot (\rho_{AOB} \cdot \varepsilon_{AOB})]}{\partial z} = \alpha_{AOB} Y_{AOB} \cdot \hat{q}_{N_1, AOB} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{N_1}{K_{N_1, AOB} + N_1} \cdot \frac{O_2}{K_{O_2, AOB} + O_2} \right) \cdot \rho_{AOB} \cdot \varepsilon_{AOB} \\ - b_{res, AOB} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{O_2}{K_{O_2, AOB} + O_2} \right) \cdot \rho_{AOB} \cdot \varepsilon_{AOB} - b_{ina/hyd, AOB} \cdot \rho_{AOB} \cdot \varepsilon_{AOB} \end{aligned} \quad (8.13)$$

Normalizando a Eq. 8.13 por  $\rho_{AOB}$  é obtido o balanço de massa para  $X_{AOB}$ , considerando a fração volumétrica do referido componente sólido

$$\begin{aligned} \frac{\partial(\varepsilon_{AOB})}{\partial t} + \frac{\partial[v \cdot (\varepsilon_{AOB})]}{\partial z} = \alpha_{AOB} Y_{AOB} \cdot \hat{q}_{N_1, AOB} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{N_1}{K_{N_1, AOB} + N_1} \cdot \frac{O_2}{K_{O_2, AOB} + O_2} \right) \cdot \varepsilon_{AOB} \\ - b_{res, AOB} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{O_2}{K_{O_2, AOB} + O_2} \right) \cdot \varepsilon_{AOB} - b_{ina/hyd, AOB} \cdot \varepsilon_{AOB} \end{aligned} \quad (8.14)$$

A expressão reduzida da expressão 8.14 é dada por

$$\frac{\partial(\varepsilon_{AOB})}{\partial t} = \mu'_{AOB} + \frac{\partial[v \cdot (\varepsilon_{AOB})]}{\partial z} \quad (8.15)$$

Em que  $\mu'_{AOB}$  representa o desenvolvimento microbiano, considerando as transformações algébricas realizadas para a expressão dos componentes sólidos em termos de sua fração volumétrica  $\varepsilon_j$ . Os demais componentes sólidos seguem o mesmo critério observado para  $X_{AOB}$ . Adicionalmente, como observado na Tabela 8.2, cada componente sólido é normalizado pela sua densidade. Tal fato explica as relações  $\rho_j/\rho_e$  e  $\rho_j/\rho_{inert}$  observadas na matriz de processos para o caso dos componentes  $EPS$  e  $X_{inert}$ . Considerando as variáveis descritas na Figura 8.3, a contribuição do desprendimento do biofilme para sólidos no efluente pode ser inicialmente expressa pela Equação 8.15, em termos de frações volumétricas

$$V_B \frac{d\varepsilon_{f,B}}{dt} = 0 = Q(\varepsilon_{f, afl} - \varepsilon_{f,B}) + k_{det} L_f^2 \varepsilon_f \cdot aV \quad (8.15)$$

Em que  $\varepsilon_{f, afl}$  e  $\varepsilon_{f, B}$  representam a fração volumétrica aflente e efluente (no seio líquido) associados a cada domínio de modelagem e  $\varepsilon_f$  representa a fração volumétrica associada à concentração de biomassa no biofilme. O termo  $k_{det}$  é um fator que expressa a coesão do biofilme, em que quanto menor o valor de  $k_{det}$  maior a resistência ao cisalhamento da matriz.

Observa-se que neste caso, por simplicidade, prevê-se o modelamento do CMBR considerando condições de equilíbrio ('*steady-state*'). Em períodos de adaptação da biomassa a novas condições tal estratégia atribui desvios, frente aos resultados experimentais. Contudo, como dito anteriormente, não intenciona-se a investigação de tendências em momentos transientes, mas em uma operação de longo termo.

A contribuição do biofilme para a concentração de sólidos no efluente é dada por

$$V_B \frac{d(\rho \cdot \varepsilon_{f, B})}{dt} = 0 = Q(\rho \cdot \varepsilon_{f, afl} - \rho \cdot \varepsilon_{f, B}) + k_{det} L_f^2 \rho \cdot \varepsilon_f \cdot aV \quad (8.16)$$

Dado que  $V_B = hV$ ,  $\theta = V/Q$ ,  $\rho \cdot \varepsilon_f = X_f$  e  $X_{f, afl} = 0$ , tem-se

$$X_{f, B} = \frac{k_{det} L_f^2 X_f a \theta}{h} \quad (8.17)$$

O FBP-*Rotopack* será modelado como múltiplos CMBRs em série. Portanto, a concentração de sólidos efluente de cada CMBR é representada pelo material particulado advindo de CMBRs anteriores e/ou reator UASB, somado aos sólidos que se desprendem do biofilme. Tais frações sólidas são, portanto, encaminhadas ao seio líquido do reator. Vale lembrar que no caso do FBP-*Rotopack*, assume-se a aderência de sólidos como sendo não significativa. A concentração total de sólidos no efluente final é, portanto

$$X_{B, Tot} = X_{uasb} + \sum_1^{n-1} X_f + \underbrace{\frac{k_{det} L_f^2 X_f a \theta}{h}}_{\text{Material particulado advindo de CMBR}_n} \quad (8.18)$$

Em que

$X_{B,Tot}$	Concentração total de sólidos no efluente final ( $M_x.L^{-3}$ )
$X_{uasb}$	Material particulado advindo do reator UASB ( $M_x.L^{-3}$ )
$\sum_1^{n-1} X_f$	Material particulado advindo de CMBRs anteriores ( $M_x.L^{-3}$ )

#### 8.2.4.2 FBP-Rotosponge

Por simplicidade, a produção de sólidos nos compartimentos que compõem o FBP-Rotosponge será calculada basicamente *assumindo que toda a contribuição de um compartimento superior do FBP ao compartimento inferior advém apenas do CSTR*. Ademais, considerando o potencial de retenção de componentes particulados das espumas de poliuretano, a concentração de sólidos no efluente não é a mesma concentração do volume reacional de cada CSTR. Neste caso, a carga de sólidos que deixa o reator é controlada pela relação *tempo de detenção do líquido (HRT) / idade do lodo (SRT)*, em que  $HRT < SRT$ .

Portanto, o balanço de massa para a concentração de material particulado que deixa o reator é dado por:

$$X_{B,tot}^{efl} = \left( \frac{HRT}{SRT} \right) \cdot X_{B,tot} \quad (8.19)$$

Em que

$X_{B,tot}^{efl}$	Material particulado efluente do CSTR ( $M_x.L^{-3}$ )
$X_{B,tot}$	Material particulado no volume reacional do CSTR ( $M_x.L^{-3}$ )

### 8.2.5 Premissas para a implementação da matriz de processos

No presente item são apresentadas definições comuns e algumas premissas específicas referentes aos sistemas em estudo (FBP-*Rotopack* e FBP-*Rotosponge*). Tais premissas foram utilizadas como base para a formulação da matriz de processos biológicos e representação das transformações de componentes solúveis e particulados.

#### *Compartimentos*

- A biomassa e as espécies solúveis são homoganeamente distribuídas no seio líquido do reator que compõe o domínio do modelo para o FBP-*Rotopack*. A mesma situação foi assumida para a porção interna que compõe o domínio do modelo para o FBP-*Rotosponge* (item 8.2.3).
- O biofilme é constituído de componentes sólidos, e a organização espacial de tais componentes é estabelecida pela seleção ecológica resultante dos gradientes de concentração de substratos solúveis na matriz biológica.

#### *Componentes*

- Os componentes solúveis considerados como *doadores de elétrons* são: substrato orgânico original (como  $DQO_{solúvel}$ ), produtos microbianos solúveis (SMP),  $NH_4^+-N$ , bem como frações biodegradáveis de produtos provenientes da lise celular (ver item 8.2.6).
- Como assumido em de Silva e Rittmann (2000), todo o nitrogênio orgânico afluyente aos FBPs é representado como  $NH_4^+-N$ . Portanto, o metabolismo de N-org (amonificação) não é explicitamente considerado nos balanços de massa.
- Dado que o afluyente aos FBPs é proveniente de um reator biológico (reator UASB), este possui concentração significativa de produtos microbianos solúveis.
- Os componentes solúveis considerados como *aceptores de elétrons* são: nitrito ( $NO_2^- -N$ ), nitrato ( $NO_3^- -N$ ) e oxigênio dissolvido (OD).
- Os componentes particulados presentes nos domínios de modelagem são: Micro-organismos heterotróficos (em condições aeróbias e anóxicas), oxidadores de Amônia (AOB), oxidadores de nitrito (NOB), substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e biomassa inerte.

#### *Processos de transporte e transformação*

- No FBP-*Rotopack*, o transporte de solutos no biofilme se dá por difusão molecular. No FBP-*Rotosponge*, a difusão molecular e a advecção são considerados na porção externa e interna, respectivamente.



- A resistência à difusão molecular não varia ao longo da espessura do biofilme. Assim sendo, o coeficiente de difusão molecular é constante para um determinado componente solúvel.
- No FBP-*Rotopack*, as reações biológicas ocorrem no biofilme. No FBP-*Rotosponge* as reações ocorrem em todos os compartimentos do domínio do modelo (item 8.2.3).
- A nitrificação é tratada como um processo de dois estágios: No primeiro estágio,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  é oxidado a nitrito por oxidadoras de amônia (AOB). No segundo estágio,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  é oxidado a  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  por oxidadoras de nitrito (NOB).
- A biomassa heterotrófica se desenvolve utilizando substratos orgânicos como doadores de elétrons, e OD,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  como aceptores de elétrons. Portanto, os compostos nitrogenados provenientes do processo de nitrificação sofrem redução dissimilatória à  $\text{N}_2$  por desnitrificação heterotrófica. Os ‘curtos-circuitos’ não são considerados.
- O decaimento da biomassa ativa é proveniente da respiração endógena (demanda energética para a manutenção de funções celulares) e inativação celular.
- A aderência de sólidos do seio líquido para o biofilme do FBP-*Rotopack* não é significativa. Portanto, biomassa proveniente do reator UASB ( $X_{uasb}$ ) e a biomassa proveniente do desprendimento de frações sólidas do biofilme não é retida no reator, contribuindo diretamente para a concentração de SST no efluente final.
- $X_{uasb}$ , quando retida no FBP-*Rotosponge*, é inativada no volume reacional do sistema.
- A biomassa proveniente do reator UASB ( $X_{uasb}$ ) e a biomassa desenvolvida nos FBPs sofrem lise celular/hidrólise após inativação. A fração biodegradável do conteúdo celular é hidrolisada e representa fonte adicional de substrato orgânico solúvel, denominada LAP (do inglês ‘*Lysis Associated Products*’).
- LAP possui N em sua composição. A fração nitrogenada de LAP é liberada em processos de transformação da matéria orgânica nitrogenada associada a esse produto.
- EPS e SMP são tratados basicamente de acordo com a “*Teoria unificada para substâncias poliméricas extracelulares, produtos microbianos solúveis, e biomassa ativa e inerte*”, conforme Laspidou e Rittmann (2002). Contudo, a teoria unificada de Laspidou e Rittmann (2002) foi expandida e formalizada como em Ni *et al.* (2011), em que os produtos provenientes da lise celular são considerados como fonte adicional de carbono orgânico. Tal produto possui a mesma cinética de degradação da DQO solúvel como substrato original ( $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$ ).

### 8.2.6 Transformações de componentes solúveis ( $\eta_j$ ) e desenvolvimento microbiano ( $\mu_j$ ) nos compartimentos de reação

Como apresentado anteriormente, os coeficientes  $\eta_j$  e  $\mu_j$  associados às Eqs. 2.1 e 2.5, representam, respectivamente, as transformações de componentes solúveis e o desenvolvimento da biomassa nos compartimentos em que ocorrem os processos biológicos. Em outras palavras, tais coeficientes expressam (em  $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ) os processos biológicos utilizados no balanço de massa em microescala, que, por sua vez, contribuem para as variações no fluxo de substratos para os compartimentos de reação (CSTR e biofilme). À leitura dos itens seguintes recomenda-se a observação simultânea da matriz de processos (Tabela 8.2). A Figura 8.3 sumariza os processos de transformação mencionados a seguir para a abordagem unificada do metabolismo microbiano.

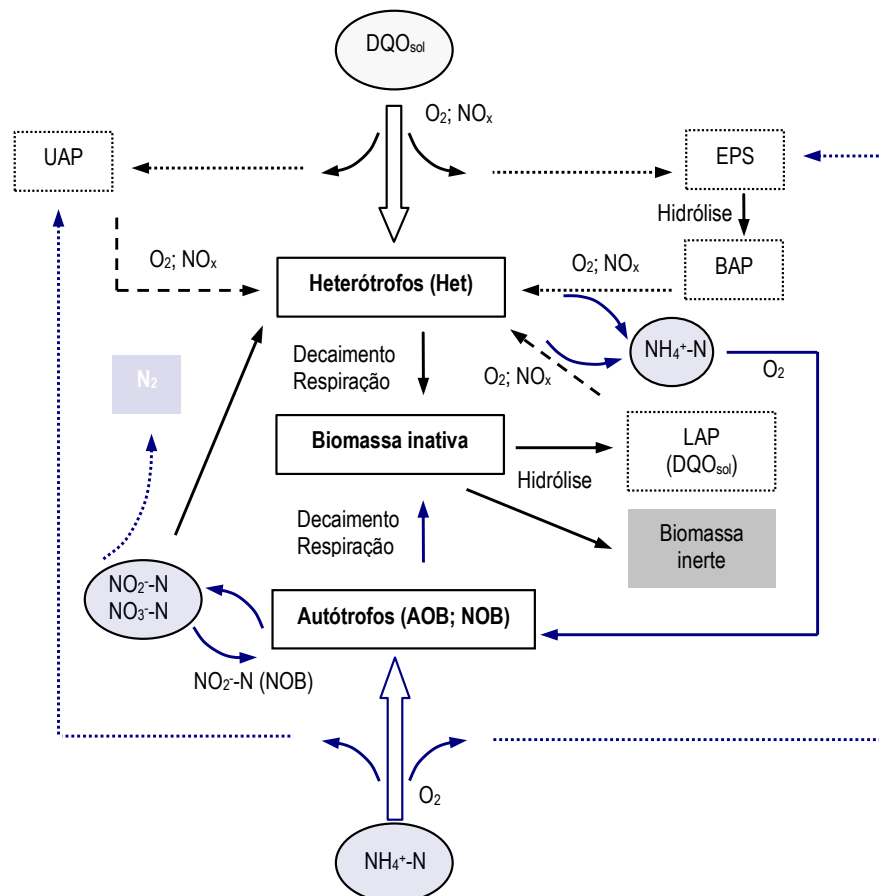


Figura 8.3. Representação esquemática dos processos biológicos para a formulação do modelo.

**Abordagem unificada do metabolismo microbiano: aspectos fundamentais para a elaboração da matriz de processos.** Os processos que afetam as concentrações de substratos solúveis (transformações de componentes solúveis:  $\eta_j$ ) e da biomassa (transformações de componentes particulados:  $\mu_j$ ) nos compartimentos de reação foram representados em uma matriz de processos que inclui coeficientes estequiométricos e taxas de reação associados ao metabolismo microbiano. As Tabelas 8.2 e 8.4 apresentam a matriz e taxas de processos para a análise dos mecanismos biológicos, respectivamente. As Tabelas 8.3, 8.5 e 8.6 apresentam os valores adotados para coeficientes estequiométricos, coeficientes cinéticos e físicos, respectivamente. Alguns dos parâmetros estequiométricos consideram a interrelação entre processos, e, portanto, serão discutidos em maiores detalhes a seguir.

*Transformações em microescala ( $\eta_j$  e  $\mu_j$ ).* Como apresentado em Wanner *et al.* (2006), para obter a expressão completa das transformações, referente a um componente solúvel ou particulado, basta que os coeficientes estequiométricos (Tabela 8.2) sejam multiplicados pelas respectivas taxas de processos (Tabela 8.4), e somados ao longo da coluna associada ao componente em questão, na matriz de processos.

Como exemplo, tomemos o balanço de massa para oxidadoras de amônia -  $X_{AOB}$ . Neste caso, para a composição da equação 8.29 foram considerados o metabolismo de  $NH_4^+-N$ , a respiração endógena, e a inativação de AOB (processos 13, 18 e 21, respectivamente).

$$\frac{dX_{AOB}}{dt} = \underbrace{\alpha_{AOB}}_{\substack{\text{Coeficiente estequiométrico que descreve a fração} \\ \text{de elétrons para a síntese celular (Tabela 8.1)}}} \underbrace{Y_{AOB}}_{\substack{\text{Taxa de desenvolvimento oxidadoras de} \\ \text{amônia - } X_{AOB} \text{ (mgCOD}_{cel}\text{.m}^{-3}\text{.d}^{-1})}} \cdot \underbrace{r_{ut-N1,AOB}}_{\substack{\text{Taxa de consumo de } NH_4^+-N \text{ por oxidadoras de amônia (Tabela 8.3)}}} - 1 \cdot \underbrace{(res_{AOB})}_{\substack{\text{Respiração } X_{AOB} \\ \text{(Tabela 8.3)}}} - 1 \cdot \underbrace{(b_{ina/hyd,AOB} X_{AOB})}_{\substack{\text{Inativação/hidrólise de } X_{AOB} \\ \text{(Tabela 8.3)}}} \quad \text{Coeficiente estequiométrico para o decaimento da biomassa ativa no sistema (Tabela 8.3)} \quad (8.20)$$

Adicionalmente, como apresentado na Tabela 8.4, pode ser observado que as taxas de processos consideram a formulação multiplicativa de Monod, incluindo o efeito da temperatura, dos substratos limitantes e inibição pela presença de oxigênio, no caso do metabolismo de heterotróficos, em condições anóxicas. As equações 8.21 e 8.22 apresentam as formulações multiplicativas de Monod para o metabolismo de DQO em condições aeróbias (presença de  $O_2$ ) e condições anóxicas ((presença de  $NO_2^-$ -N e  $NO_3^-$ -N)

$$r_{ut-COD, het (O_2)} = \hat{q}_{COD, Het} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{COD}{K_{COD, Het} + COD} \cdot \frac{O_2}{K_{O_2, Het} + O_2} \right) X_{Het} \quad (8.21)$$

Termo para o efeito da temperatura na taxa de utilização de substrato
Termo que expressa a limitação da taxa de reação pelo *doador* de elétrons
Termo que expressa a limitação de reações pelo *acceptor* de elétrons

$$r_{ut-COD, het (N_3)} = \hat{q}_{COD, den} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{COD}{K_{COD, den} + COD} \cdot \frac{N_3}{K_{N_3, den} + N_3} \cdot \frac{K_{O_2, den}}{K_{O_2, den} + O_2} \right) X_{Het} \quad (8.22)$$

Substratos limitantes (como na Eq. 8.21)
Termo que descreve a inibição da redução dissimilatória de  $NO_3^-$  e  $NO_2^-$  pela presença de  $O_2$ . ('on-off switch term')

*Fontes de carbono orgânico.* O modelo cinético para a descrição do processo biológico assume que o carbono orgânico utilizado para o desenvolvimento de micro-organismos heterótrofos é proveniente das seguintes fontes:  $DQO_{solúvel}$  (como substrato orgânico original), UAP, hidrólise de EPS (BAP) e hidrólise da fração biodegradável da biomassa inativa (LAP). Uma vez que não existem estudos definindo a cinética de degradação de LAP foi assumida uma cinética de degradação conforme para o substrato orgânico original ( $DQO_{solúvel}$ ).

Considerando o atual estágio do conhecimento científico, tal tema parece ser ainda bastante controverso, uma vez que alguns autores não consideram LAP como fonte de carbono na abordagem do modelo (LASPIDOU e RITTMANN, 2002; MERKEY *et al.*, 2009). Outros autores incluem os produtos microbianos biodegradáveis provenientes da lise celular como BAP, assumindo uma cinética lenta de degradação (AQUINO e STUCKEY, 2008; MATSUMOTO *et al.*, 2009), ou como um componente com cinética de degradação similar ao substrato orgânico original (NI *et al.*, 2011). Para os casos analisados, independentemente da abordagem adotada

(LAP como  $DQO_{\text{solúvel}}$ , ou como BAP) as simulações parecem descrever com sucesso os dados experimentais, quando LAP possui cinética de degradação do substrato orgânico original (NI *et al.*, 2011). Sob o ponto de vista conceitual, tais aspectos precisam ainda ser melhor avaliados.

Outro aspecto controverso refere-se à produção de EPS. Matsumoto *et al.* (2010) não considera a produção de EPS por parte de micro-organismos autotróficos, dado que Tsuneda *et al.* (2001) não observou a presença de polissacarídeos em culturas de *N.europea* e *Nitrobacter winogradsky*. Contudo, Fleming e Wingender (2003) afirmaram que várias publicações tem demonstrado que as proteínas e ácidos nucleicos constituem a fração mais representativa da composição de EPS. Adicionalmente, Ni *et al.* (2011) ressalta outros trabalhos que demonstram a produção de EPS por micro-organismos nitrificantes. O presente estudo assume a mesma abordagem de Merkey *et al.* (2009) e Ni *et al.* (2011), e considera a produção de EPS por nitrificantes, sendo a hidrólise deste componente ( $k_{\text{hyd.EPS}}$ , Tabela 8.2) uma fonte de substrato orgânico para heterótrofos como BAP. Como discutido a seguir, os componentes EPS e LAP são também fontes de nitrogênio para nitrificantes.

Uma vez que os FBPs são utilizados como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, tal fato sugere que o substrato orgânico solúvel advindo de uma etapa biológica prévia (reator UASB) é composto por componentes apresentando cinéticas de degradação distintas. Em sistemas anaeróbios com idade do lodo elevada observa-se uma notável presença de compostos provenientes de lise celular (AQUINO e STUCKEY, 2008) e SMPs (ZHOU *et al.*, 2009) no efluente. Para reatores UASB operando com TDH de 5 a 9h, boa parte da  $DQO_{\text{solúvel}}$  efluente (50-62%) aparentemente pode estar associada à  $DQO$  produzida pela biomassa (AQUINO *et al.*, 2009). Isto implica em uma menor biodegradabilidade dos efluentes de reatores UASB, em comparação ao substrato orgânico original ( $DQO_{\text{solúvel}}$ ) presente no esgoto bruto. A quantificação de tais parcelas deve ser considerada no cômputo da fração orgânica solúvel afluente aos FBPs pós-reatores UASB.

*Fontes e consumo de nitrogênio.*  $NH_4^+-N$  provém do efluente do reator UASB, bem como do metabolismo (respiração) de BAP [ $\gamma_N \cdot (I - Y_{SMP})$ ], LAP [ $\gamma_N \cdot (I - Y_{LAP})$ ] por heterótrofos e respiração endógena de heterótrofos e nitrificantes ( $\gamma_N \cdot f_d$ ). Assume-se, portanto, que LAP e BAP contém N em sua composição. O coeficiente  $\gamma_N = 14 / (113.1,42) = 0,087$  mgN/mg $DQO_{\text{cel}}$  representa a fração nitrogenada pertencente à biomassa ( $C_5H_7O_2N$ ), e os coeficientes ( $I - Y_{SMP}$ )

e  $(1 - Y_{LAP})$  representam as frações de BAP e LAP não utilizadas para a síntese celular de micro-organismos heterotróficos e nitrificantes, e liberada no seio líquido do reator. O consumo de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  é realizado por bactérias oxidadoras de amônia (AOB) na presença de  $\text{O}_2$  e síntese celular de micro-organismos heterotróficos e nitrificantes, sob condições aeróbias ( $\gamma_N \cdot Y_{COD,h}$ ) e anóxicas ( $\gamma_N \cdot Y_{COD,d}$ ).

Os componentes  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  são provenientes do processo de nitritaço ( $1 - \gamma_N Y_{AOB}$ ) e nitrataço ( $1 - \gamma_N Y_{NOB}$ ). Neste caso, os coeficientes  $\gamma_N Y_{AOB}$  e  $\gamma_N Y_{NOB}$  representam as frações de nitrogênio assimiladas por AOB e NOB, e, portanto, não oxidadas à  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ . O consumo de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  está basicamente associado ao processo de nitrataço ( $\text{NO}_2^-\text{-N}$  como doador de elétrons na presença de  $\text{O}_2$ ), decaimento endógeno de heterótrofos ( $0,583 \text{mgNO}_2^-\text{-N/mgCOD} \cdot f_d$ : respiração de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ;  $0,35 \text{mgNO}_3^-\text{-N/mgCOD} \cdot f_d$ : respiração de  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) e desnitrificação heterotrófica (respiração de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  durante o consumo de COD, UAP, BAP e LAP). Para o decaimento endógeno, considera-se os coeficientes estequiométricos  $0,583 \text{mgNO}_2^-\text{-N/mgDQO}_{\text{cel}}$  e  $0,35 \text{mgNO}_3^-\text{-N/mgDQO}_{\text{cel}}$ , que representam o consumo de N em condições anóxicas por mg de DQO celular utilizada na manutenção de necessidades energéticas.

Considerando a teoria unificada de Laspidou e Rittmann (2002), parte dos elétrons associados aos doadores COD,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  não são somente encaminhados para síntese e energia, mas também para a formação de UAP e EPS. A fração remanescente de elétrons consumida na respiração de  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  durante a desnitrificação heterotrófica considera primeiramente o fluxo de elétrons para a formação de UAP e EPS, conforme a equação 8.23. Tal processo não é válido para o metabolismo de SMPs e LAP, uma vez que, por simplicidade, assume-se que o consumo de tais doadores de elétrons não resulta em uma formação de UAP e EPS.

$$\alpha_d = 1 - k_{UAP,d} - k_{EPS,d} \quad (8.23)$$

Considerando o balanço de elétrons mencionado, o consumo de  $\text{NO}_2^-$ -N e  $\text{NO}_3^-$ -N como aceptores de elétrons para a geração de energia a partir de  $\text{DQO}_{\text{sol}}$  é calculado como

$$\alpha_{\text{COD},d (\text{N}2)} = 0.583 \frac{\text{mgNO}_2^- - \text{N}}{\text{mgDQO}_{\text{sol}}} \cdot [(1 - k_{\text{UAP},d} - k_{\text{EPS},d}) - Y_{\text{COD},d} (1 - k_{\text{UAP},d} - k_{\text{EPS},d})] \quad (8.24)$$

$$\alpha_{\text{COD},d (\text{N}3)} = 0.350 \frac{\text{mgNO}_3^- - \text{N}}{\text{mgDQO}_{\text{sol}}} \cdot [(1 - k_{\text{UAP},d} - k_{\text{EPS},d}) - Y_{\text{COD},d} (1 - k_{\text{UAP},d} - k_{\text{EPS},d})] \quad (8.25)$$

$\underbrace{\hspace{10em}}_{\text{mg de NO}_2\text{-N ou NO}_3\text{-N por mg DQO solúvel consumida}} \qquad \underbrace{\hspace{10em}}_{\text{Fração de elétrons encaminhados para a síntese celular, descontando os elétrons para a formação de UAP e EPS.}}$

O consumo de  $\text{NO}_2^-$ -N e  $\text{NO}_3^-$ -N como aceptores de elétrons para a geração de energia a partir de SMPs e LAP é calculado considerando que tais produtos não são novamente formados

$$\alpha_{\text{SMP},d (\text{N}2 \text{ ou } \text{N}3)} = 0.583 \frac{\text{mgNO}_2^- - \text{N}}{\text{mgDQO}_{\text{SMP}}} \text{ ou } 0.35 \frac{\text{mgNO}_3^- - \text{N}}{\text{mgDQO}_{\text{SMP}}} \cdot (1 - Y_{\text{SMP},d}) \quad (8.26)$$

$$\alpha_{\text{LAP},d (\text{N}2 \text{ ou } \text{N}3)} = 0.583 \frac{\text{mgNO}_2^- - \text{N}}{\text{mgDQO}_{\text{SMP}}} \text{ ou } 0.35 \frac{\text{mgNO}_3^- - \text{N}}{\text{mgDQO}_{\text{SMP}}} \cdot (1 - Y_{\text{LAP},d}) \quad (8.27)$$

*Formação de nitrogênio gasoso.*  $\text{N}_2$  é proveniente do processo de desnitrificação, em que os doadores de elétrons são  $\text{DQO}_{\text{solúvel}}$ , UAP, BAP e LAP, e os aceptores de elétrons são  $\text{NO}_2^-$ -N e  $\text{NO}_3^-$ -N. Portanto, todos os processos associados com o consumo de  $\text{NO}_2^-$ -N e  $\text{NO}_3^-$ -N como aceptores de elétrons são computados na produção de  $\text{N}_2$ , conforme demonstrado na matriz de processos (Tabela 8.2). O processo Anammox (conversão anaeróbia de  $\text{NH}_4^+$ -N, considerando  $\text{NO}_2^-$ -N como aceptor de elétrons) não foi considerado.

*Suprimento e consumo de oxigênio dissolvido.* O suprimento de oxigênio é descrito de acordo com a Eq. 8.4 [ $K_{La} \cdot (\text{O}_2^{\text{sat}} - \text{O}_2^B)$ ]. O cômputo desse termo é efetuado no balanço de massa de reações aeróbias, em macroescala, conforme mencionado anteriormente. Portanto, a Eq.8.4 não é considerada na matriz de processos. Como para os outros aceptores de elétrons considerados, consumo de  $\text{O}_2$  é realizado por processos catabólicos (Eq. 8.28 a 8.30) e respiração endógena da biomassa heterotrófica e nitrificante ( $f_d$ ). O coeficiente  $f_d$  representa a

fração biodegradável da biomassa ativa. Em geral, considera-se o valor de  $f_d$  em torno de 0,80 (RITTMANN and McCARTY, 2001).

$$\alpha_{COD,h(O_2)} = 1.0 \frac{mgO_2}{mgDQO_{sol}} \cdot [(1 - k_{UAP,h} - k_{EPS,h}) - Y_{COD,h}(1 - k_{UAP,h} - k_{EPS,h})] \quad (8.28)$$

mg de O<sub>2</sub> por mg DQO solúvel consumida
Fração de elétrons encaminhados para a síntese celular, descontando os elétrons para a formação de UAP e EPS.

O consumo de O<sub>2</sub> para o metabolismo de SMPs e LAP é calculado considerando que tais produtos não são novamente formados, como em Laspidou and Rittmann (2002).

$$\alpha_{SMP,h(O_2)} = 1.0 \frac{mgO_2}{mgDQO_{sol}} \cdot (1 - Y_{SMP,h}) \quad (8.29)$$

$$\alpha_{LAP,h(O_2)} = 1.0 \frac{mgO_2}{mgDQO_{sol}} \cdot (1 - Y_{LAP,h}) \quad (8.30)$$

A respiração de O<sub>2</sub> por parte de micro-organismos nitrificantes, considera o consumo de oxigênio nos dois estágios do processo de nitrificação (nitritação e nitratação), bem como a parcela de nitrogênio direcionada para síntese celular (AOB:  $\gamma_N Y_{AOB}$ ; NOB:  $\gamma_N Y_{NOB}$ ), como mostram as eq. 8.31 e 8.32.

$$\alpha_{AOB(O_2)} = [3.43 - k_{UAP,AOB} - k_{EPS,AOB} - Y_{AOB} \cdot (1 - k_{UAP,AOB} - k_{EPS,AOB}) - \gamma_N Y_{AOB}] \quad (8.31)$$

$$\alpha_{NOB(O_2)} = [1.14 - k_{UAP,NOB} - k_{EPS,NOB} - Y_{AOB} \cdot (1 - k_{UAP,NOB} - k_{EPS,NOB}) - \gamma_N Y_{NOB}] \quad (8.32)$$

*Desenvolvimento da biomassa heterotrófica (X<sub>h</sub>; X<sub>d</sub>).* O desenvolvimento da biomassa heterotrófica ocorre pelo consumo de DQO<sub>sol</sub> em condições aeróbias (presença de O<sub>2</sub>) e anóxicas (ausência de O<sub>2</sub> e presença de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N). Como mencionado anteriormente, parte dos elétrons provenientes do substrato orgânico original não são diretamente encaminhados para síntese celular e/ou produção de energia, mas para a formação de UAP e EPS. Portanto o desenvolvimento de heterótrofos ocorre considerando tal distribuição dos elétrons  $[(1 - k_{UAP} - k_{EPS}) \cdot Y_{COD,h}; (1 - k_{UAP} - k_{EPS}) \cdot Y_{COD,d}]$ . Os produtos microbianos solúveis (UAP, BAP e LAP) são fontes adicionais de substratos orgânicos, em que UAP e BAP



apresentam uma cinética de degradação lenta, em comparação à  $DQO_{sol}$  e LAP (Tabela 8.5). Vale lembrar que neste caso LAP possui a mesma cinética de degradação que o substrato orgânico original ( $DQO_{sol}$ ), como assumido em Ni *et al.* (2011).

Como no metabolismo de SMPs e LAP, considera-se que tais produtos não são novamente formados, e o crescimento de heterótrofos a partir de SMPs e LAP é expresso apenas considerando-se os respectivos coeficientes de produção celular a partir de SMPs ( $Y_{SMP,h}$ ;  $Y_{SMP,d}$ ) e LAP ( $Y_{LAP,h}$ ;  $Y_{LAP,d}$ ). Torna-se significativo ressaltar que os SMPs e LAP disponíveis nos FBPs são referentes à fração produzida na etapa anaeróbia (reator UASB) e ao que se produz no próprio FBP.

*Desenvolvimento da biomassa nitrificante* ( $X_{AOB}$ ;  $X_{NOB}$ ). O desenvolvimento de nitrificantes no interior do sistema ocorre inicialmente a partir de  $NH_4^+$ -N advindo do reator UASB, na presença de  $O_2$ . Assim como a biomassa heterotrófica, o desenvolvimento de AOB e NOB considera a distribuição dos elétrons associada à produção de UAP e EPS [ $(1 - k_{UAP} - k_{EPS}) \cdot Y_{AOB}$ ;  $(1 - k_{UAP} - k_{EPS}) \cdot Y_{NOB}$ ]. Como mencionado anteriormente, outras fontes de  $NH_4^+$ -N advém do metabolismo de BAP e LAP.

*Desenvolvimento da biomassa inerte* ( $X_{inert}$ ). A produção de biomassa inerte (fração não-biodegradável da biomassa ativa) está associada à respiração heterotrófica e respiração de AOB e NOB para manutenção celular, à inativação de tais micro-organismos ( $1 - f_d$ ) e lise/hidrólise da biomassa advinda do reator UASB [ $(1 - f_d) \cdot k_{hyd} \cdot X_{uasb}$ ], no caso do FBP-*Rotosponge*. A fração biodegradável da biomassa que sofre decaimento por manutenção celular e/ou inativação ( $f_d$ ) é consumida considerando a cinética de degradação de LAP.

### **8.3 Implicações deste estudo**

A proposição de um modelo mecanístico, multicomponente unidimensional para FBPs pós-reatores UASB permitirá a análise detalhada de fatores responsáveis pelas diferenças de desempenho dos FBPs pós-reatores UASB e um maior aprofundamento sobre a compreensão de aspectos relevantes sobre o sistema. A Tabela 8.1 apresenta tópicos de interesse para a análise com os modelos mecanísticos desenvolvidos. As diferenças de configuração e constituição dos materiais de enchimento influenciaram na atividade de micro-organismos nos FBPs pós-UASB, e os mecanismos de produção e utilização de componentes orgânicos (substrato orgânico original ou SMPs) parecem estar associados.

Alguns autores mencionam que a fonte adicional de carbono orgânico para o processo de desnitrificação advém em grande parte da lise/hidrólise da biomassa inativa retida no sistema. No entanto, os resultados da presente tese mostram que a desnitrificação heterotrófica pode ser dependente de fontes externas de matéria orgânica para uma remoção considerável de nitrogênio, em maior estabilidade. Adicionalmente, a hidrólise é um fator limitante em termos de produção de fontes adicionais de substratos orgânicos a partir da biomassa inativa, e outros processos (p.ex.: assimilação e processo Anammox) podem assumir um papel relevante na remoção de nitrogênio. Possivelmente, a remoção de nitrogênio via-desnitrificação heterotrófica pode ser reduzida pela menor biodegradabilidade da DQO proveniente do reator UASB. O papel da DQO proveniente da biomassa como fonte adicional de substrato poderá ser quantificado com o uso do modelo matemático desenvolvido.

Sob o ponto de vista do aprimoramento tecnológico do FBP-*Rotosponge*, as estratégias de remoção de nitrogênio poderão ser estudadas em maiores detalhes, uma vez que os balanços de massa implementados contemplam a desnitrificação heterotrófica. Adicionalmente, a influência do volume de espuma (TDH do líquido) no FBP-*Rotosponge* no processo de nitrificação e remoção de compostos orgânicos são aspectos que podem ser quantificados com o uso do modelo. Para o sistema FBP-*Rotopack*, o modelo poderá prover informações sobre os requisitos necessários ao incremento das taxas de nitrificação e os limites de aplicabilidade para a remoção de N-amoniaco. Por fim, a proposição do domínio de modelagem definido para o FBP-*Rotosponge* pode atribuir simplificação ao estudo de reatores biológicos com meios porosos, como é o caso de FBPs preenchidos com espumas de poliuretano.

Tabela 8.1. Aspectos que merecem aprofundamento na pesquisa com sistemas UASB/FBP e as potenciais tarefas associadas a modelagem matemática.

Temas	Aspectos que merecem aprofundamento na pesquisa com sistemas UASB/FBP	Potenciais tarefas com modelagem matemática
Aprimoramento de balanços de massa e avaliação de domínio de modelagem simplificado para análise de FBPs preenchido com meio suporte baseado em espumas de poliuretano	<ul style="list-style-type: none"> <li>A partir dos dados experimentais foi observado que a nitrificação no FBP com espumas de poliuretano pode ter sido influenciada por déficit de alcalinidade carbonato. Tal componente não está inserido no balanço de massa atual dos modelos matemáticos.</li> <li>Para os estudos com meio suporte baseado em espumas de poliuretano foi proposto um domínio de modelagem simplificado. O domínio ainda necessita ser testado.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Inclusão de novos componentes nos balanços de massa</li> <li>Avaliação do domínio de modelagem simplificado para análise de FBPs com meio suporte baseado em espumas de poliuretano.</li> </ul>
Nitrificação nos FBPs pós – reatores UASB	<ul style="list-style-type: none"> <li>As concentrações efluentes de <math>\text{NH}_4^+\text{-N}</math> estiveram consistentemente abaixo de <math>20\text{mgN.L}^{-1}</math> para o sistema UASB/FBP-Rotosponge. Isto sugere a possibilidade de otimização do sistema, a partir da redução do volume de espuma do meio suporte.</li> <li>As taxas de nitrificação no FBP com espumas de poliuretano reduziram-se com concentrações de <math>\text{CaCO}_3</math> abaixo de <math>50\text{mg.L}^{-1}</math>, indicando uma redução do metabolismo de nitrificantes por limitação de alcalinidade carbonato.</li> <li>As taxas de nitrificação observadas no FBP com o meio plástico vertical não proporcionaram uma remoção de N-amoniaco satisfatória, e o balanço entre o desprendimento do biofilme e o crescimento microbiano parece ter sido desfavorável.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Avaliar as tendências de desempenho para remoção de amônia do FBP preenchido com meio suporte baseado em espumas de poliuretano, em função do volume de espuma no reator.</li> <li>Avaliar a influência de substratos limitantes na remoção de nitrogênio amoniacal.</li> <li>Compreender mecanismos limitantes para a nitrificação em FBPs pós-UASB preenchidos meio suporte plástico vertical (aderência superficial da biomassa).</li> </ul>
Remoção de Nitrogênio total	<ul style="list-style-type: none"> <li>A desnitrificação heterotrófica pode não ser o único fator de relevância para a remoção de N nos FBPs pós-reatores UASB. Outros processos (p.ex.: assimilação; Anammox) tendem a assumir relativa importância, especialmente no FBP com espumas de poliuretano.</li> <li>Produtos microbianos solúveis de maior biodegradabilidade (UAP) podem ser utilizados na desnitrificação heterotrófica. Adicionalmente, alguns autores afirmam que produtos provenientes da lise/hidrólise da biomassa inativa podem ser utilizados como fonte adicional de substrato para a desnitrificação em regiões anóxicas da espuma.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Avaliar o papel da desnitrificação heterotrófica na remoção de N no FBP preenchido com espuma de poliuretano.</li> <li>Avaliar o papel de SMPs e produtos de lise/hidrólise da biomassa inativa na desnitrificação heterotrófica.</li> </ul>
Remoção de matéria orgânica no sistema UASB/FBP	<ul style="list-style-type: none"> <li>O elevado TDH no sistema UASB/FBP e a relação <math>\text{DQO/DBO}_5</math> no efluente final sugerem que a fração orgânica solúvel no líquido pode ser basicamente constituída de componentes de menor biodegradabilidade (p.ex.: BAP e LAP), com baixo impacto na <math>\text{DBO}_5</math>.</li> <li>A produção de sólidos no FBP com espumas de poliuretano foi similar ao observado no reator UASB, sugerindo que parte dos sólidos retidos nos interstícios da espuma sofreram transformação no sistema. Tal mecanismo potencializa a operação de sistemas UASB/FBP sem o uso de decantadores secundários, e contribui para a produção de <math>\text{DQO}_{\text{solúvel}}</math> efluente de menor biodegradabilidade.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Avaliar a composição de frações orgânicas no efluente do sistema UASB/FBP.</li> <li>Avaliar a transformação de sólidos retidos na espuma e o consecutivo papel dos compostos orgânicos solúveis (p.ex.: SMPs) em processos metabólicos que ocorrem no sistema.</li> </ul>

SMP: 'soluble microbial products'; UAP: utilization associated products; BAP: 'biomass associated products'; LAP: 'lyses associated products'; TDH: tempo de detenção hidráulica.

#### 8.4 Futuros aprimoramentos do modelo

Como apresentado na Tabela 8.1, o modelo será aprimorado em seu balanço de massa, principalmente no que se refere à inclusão de outros componentes limitantes (p.ex.:  $\text{CaCO}_3$ ; processo Anammox). Outros componentes poderão ser inseridos, como processos de predação, por sua vez, um processo possivelmente relevante em sistemas preenchidos com espumas de poliuretano. A elaboração de um domínio de modelagem para reatores UASB adicionalmente é uma importante tarefa, uma vez que a utilização de modelos mecanísticos para a determinação de frações orgânicas com diferentes cinéticas de degradação no efluente do reator UASB ainda é esparsa.

Em geral, apenas um pequeno número de parâmetros estequiométricos, cinéticos e físicos podem influenciar significativamente os resultados de um modelo, considerando as faixas de valores reportados na literatura (WANNER *et al.*, 2006). Nessa perspectiva, uma análise de sensibilidade deve ser realizada, inicialmente com parâmetros que via de regra afetam de forma expressiva as saídas do modelo. Boltz *et al.* (2011) avaliaram uma série de parâmetros biocinéticos e parâmetros associados ao biofilme. No referido estudo foi observado que os coeficientes que variam de sistema para sistema (p.ex.:  $K_{O_2,het}$ ,  $L_f$ ) devem sempre ser revistos à luz de análises de sensibilidade.

Em sistemas para a remoção simultânea de matéria orgânica e N-amoniaco  $\mu_{COD,h}$  ( $\mu_{COD,h} = q_{COD,h} \cdot Y_{COD,h}$ ) e  $K_{COD,h}$  impõem um expressivo impacto na concentração efluente e fluxo de substratos. A espessura da camada de difusão ( $L_f$ : 'Mass Transfer Boundary Layer' - MTBL) e o coeficiente de difusão de oxigênio ( $D_{O_2}$ ) igualmente afetaram os resultados do modelo. Portanto, em geral, tais parâmetros devem ser avaliados para todos os componentes na calibração do modelo.

Tabela 8.2. Matriz de processos para os componentes solúveis ( $\eta_j$ ) e particulados ( $\mu_j$ ).

Processo	Componentes														
	Componentes dissolvidos e gasoso					Componentes particulados									
	COD	UAP	BAP	LAP	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	O <sub>2</sub>	N <sub>2</sub>	EPS	X <sub>h</sub>	X <sub>AOB</sub>	X <sub>NOB</sub>	X <sub>inert</sub>	X <sub>uasb</sub>
(1) Metabolismo de COD - (O <sub>2</sub> )	$-\rho_h$	$k_{UAP,h} \cdot \rho_h$			$-\gamma_N Y_{COD,h} \cdot \rho_h$			$-\alpha_{COD,h} (O_2) \cdot \rho_h$		$k_{EPS,h} \cdot \rho_h / \rho_e$	$\alpha_h Y_{COD,h}$				
(2) Metabolismo de COD - (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N)	$-\rho_d$	$k_{UAP,d} \cdot \rho_d$			$-\gamma_N Y_{COD,d} \cdot \rho_d$	$-\alpha_{COD,d} (N2) \cdot \rho_d$			$\alpha_{COD,d} (N2) \cdot \rho_d$	$k_{EPS,d} \cdot \rho_d / \rho_e$	$\alpha_d Y_{COD,d}$				
(3) Metabolismo de COD - (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)	$-\rho_d$	$k_{UAP,d} \cdot \rho_d$			$-\gamma_N Y_{COD,d} \cdot \rho_d$		$-\alpha_{COD,d} (N3) \cdot \rho_d$		$\alpha_{COD,d} (N3) \cdot \rho_d$	$k_{EPS,d} \cdot \rho_d / \rho_e$	$\alpha_d Y_{COD,d}$				
(4) Metabolismo de UAP - (O <sub>2</sub> )		$-\rho_h$			$-\gamma_N Y_{SMP,h} \cdot \rho_h$			$-\alpha_{SMP,h} (O_2) \cdot \rho_h$			$Y_{SMP,h}$				
(5) Metabolismo de UAP - (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N)		$-\rho_d$			$-\gamma_N Y_{SMP,d} \cdot \rho_d$	$-\alpha_{SMP,d} (N2) \cdot \rho_d$			$\alpha_{SMP,d} (N2) \cdot \rho_d$		$Y_{SMP,d}$				
(6) Metabolismo de UAP - (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)		$-\rho_d$			$-\gamma_N Y_{SMP,d} \cdot \rho_d$		$-\alpha_{SMP,d} (N3) \cdot \rho_d$		$\alpha_{SMP,d} (N3) \cdot \rho_d$		$Y_{SMP,d}$				
(7) Metabolismo de BAP - (O <sub>2</sub> )			$-\rho_h$		$\gamma_N (1 - Y_{SMP,h}) \cdot \rho_h$			$-\alpha_{SMP,h} (O_2) \cdot \rho_h$			$Y_{SMP,h}$				
(8) Metabolismo de BAP - (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N)			$-\rho_d$		$\gamma_N (1 - Y_{SMP,d}) \cdot \rho_d$	$-\alpha_{SMP,d} (N2) \cdot \rho_d$			$\alpha_{SMP,d} (N2) \cdot \rho_d$		$Y_{SMP,d}$				
(9) Metabolismo de BAP - (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)			$-\rho_d$		$\gamma_N (1 - Y_{SMP,d}) \cdot \rho_d$		$-\alpha_{SMP,d} (N3) \cdot \rho_d$		$\alpha_{SMP,d} (N3) \cdot \rho_d$		$Y_{SMP,d}$				
(10) Metabolismo de LAP - (O <sub>2</sub> )				$-\rho_h$	$\gamma_N (1 - Y_{LAP,h}) \cdot \rho_h$			$-\alpha_{LAP,h} (O_2) \cdot \rho_h$			$Y_{LAP,h}$				
(11) Metabolismo de LAP - (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N)				$-\rho_d$	$\gamma_N (1 - Y_{LAP,d}) \cdot \rho_d$	$-\alpha_{LAP,d} (N2) \cdot \rho_d$			$\alpha_{LAP,d} (N2) \cdot \rho_d$		$Y_{LAP,d}$				
(12) Metabolism of LAP - (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)				$-\rho_d$	$\gamma_N (1 - Y_{LAP,d}) \cdot \rho_d$		$-\alpha_{LAP,d} (N3) \cdot \rho_d$		$\alpha_{LAP,d} (N3) \cdot \rho_d$		$Y_{LAP,d}$				
(13) Metabolismo de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N		$k_{UAP,AOB} \cdot \rho_{AOB}$			$-\rho_{AOB}$	$(1 - \gamma_N Y_{AOB}) \cdot \rho_{AOB}$		$-\alpha_{AOB} \cdot \rho_{AOB}$		$k_{EPS,AOB} \cdot \rho_{AOB} / \rho_e$		$\alpha_{AOB} Y_{AOB}$			
(14) Metabolismo de NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N		$k_{UAP,NOB} \cdot \rho_{NOB}$				$-\rho_{NOB}$	$(1 - \gamma_N Y_{NOB}) \cdot \rho_{NOB}$	$-\alpha_{NOB} \cdot \rho_{NOB}$		$k_{EPS,NOB} \cdot \rho_{NOB} / \rho_e$			$\alpha_{NOB} Y_{NOB}$		
(15) Respiração het. - (O <sub>2</sub> )					$\gamma_N f_d \cdot \rho_h$			$-f_d \cdot \rho_h$			$-1$			$(1 - f_d) \cdot \rho_h / \rho_i$	
(16) Respiração het. - (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N)					$\gamma_N f_d \cdot \rho_d$	$-0.583 f_d \cdot \rho_d$			$0.583 f_d \cdot \rho_d$		$-1$			$(1 - f_d) \cdot \rho_d / \rho_i$	
(17) Respiração het. - (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)					$\gamma_N f_d \cdot \rho_d$		$-0.35 f_d \cdot \rho_d$		$0.35 f_d \cdot \rho_d$		$-1$			$(1 - f_d) \cdot \rho_d / \rho_i$	
(18) Respiração de AOB					$\gamma_N f_d \cdot \rho_{AOB}$			$-f_d \cdot \rho_{AOB}$				$-1$		$(1 - f_d) \cdot \rho_{AOB} / \rho_i$	
(19) Respiração de NOB					$\gamma_N f_d \cdot \rho_{NOB}$			$-f_d \cdot \rho_{NOB}$				$-1$		$(1 - f_d) \cdot \rho_{NOB} / \rho_i$	
(20) Inativação/hidrólise de Het.				$f_d \cdot \rho_h$							$-1$			$(1 - f_d) \cdot \rho_h / \rho_i$	
(21) Inativação/hidrólise de AOB				$f_d \cdot \rho_{AOB}$								$-1$		$(1 - f_d) \cdot \rho_{AOB} / \rho_i$	
(22) Inativação/hidrólise de NOB				$f_d \cdot \rho_{NOB}$									$-1$	$(1 - f_d) \cdot \rho_{NOB} / \rho_i$	
(23) Hidrólise de X <sub>UASB</sub>				$f_d \cdot \rho_{uasb}$										$(1 - f_d) \cdot \rho_{uasb} / \rho_i$	$-1$
(24) Hidrólise de EPS				$\rho_e$							$-1$				

Tabela 8.3. Parâmetros estequiométricos para reações microbianas.

Descrição	Símbolo	Unidade	Valor	Referência
<b>Metabolismo de substrato orgânico original DQO<sub>sol</sub> (biomassa heterotrófica X<sub>net</sub> sob condições aeróbias e anóxicas)</b>				
Coefficiente de produção celular a partir de DQO <sub>sol</sub> - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$Y_{COD,h}$	mgDQO <sub>cel</sub> /mgDQO <sub>sol</sub>	0.60	[1]
Coefficiente de produção celular a partir de DQO <sub>sol</sub> - ( <i>cond. anóxica</i> )	$Y_{COD,d}$	mgDQO <sub>cel</sub> /mgDQO <sub>sol</sub>	0.50	[1]
Formação de EPS - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$k_{EPS,h}$	mgDQO <sub>EPS</sub> /mgDQO <sub>sol</sub>	0.18	[2]
Formação de EPS - ( <i>cond. anóxica</i> )	$k_{EPS,d}$	mgDQO <sub>EPS</sub> /mgDQO <sub>sol</sub>	0.18	[2]
Fração de elétrons de DQO <sub>sol</sub> para a síntese celular - ( <i>cond. aeróbia</i> ) $\alpha_h = 1 - k_{UAP,h} - k_{EPS,h}$	$\alpha_h$	mgDQO <sub>sol</sub> /mgDQO <sub>sol</sub>	0.70	[2]
Fração de elétrons de DQO <sub>sol</sub> para a síntese celular - ( <i>cond. anóxica</i> ) $\alpha_d = 1 - k_{UAP,d} - k_{EPS,d}$	$\alpha_d$	mgDQO <sub>sol</sub> /mgDQO <sub>sol</sub>	0.70	Adaptado de [2]
Fração de elétrons de DQO <sub>sol</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração O<sub>2</sub></i> ) $\alpha_{COD,h(O_2)} = [1 - k_{UAP,h} - k_{EPS,h} - Y_{COD,h} (1 - k_{UAP,h} - k_{EPS,h})]$	$\alpha_{COD,h(O_2)}$	mgO <sub>2</sub> /mgDQO <sub>sol</sub>	0.28	[2]
Fração de elétrons de DQO <sub>sol</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N</i> ) $\alpha_{COD,d(N_2)} = 0,583.[1 - k_{UAP,d} - k_{EPS,d} - Y_{COD,d} (1 - k_{UAP,d} - k_{EPS,d})]$	$\alpha_{COD,d(N_2)}$	mgN/mgDQO <sub>sol</sub>	0.20	Adaptado de [1] e [2]
Fração de elétrons de DQO <sub>sol</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N</i> ) $\alpha_{COD,d(N_3)} = 0,350.[1 - k_{UAP,d} - k_{EPS,d} - Y_{COD,d} (1 - k_{UAP,d} - k_{EPS,d})]$	$\alpha_{COD,d(N_3)}$	mgN/mgDQO <sub>sol</sub>	0.12	Adaptado de [1] e [2]
<b>Metabolismo de UAP (biomassa heterotrófica X<sub>net</sub> sob condições aeróbias e anóxicas)</b>				
Coefficiente de produção celular a partir de UAP - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$Y_{SMP,h}$	mgDQO <sub>cel</sub> /mgDQO <sub>UAP</sub>	0.45	
Coefficiente de produção celular a partir de UAP - ( <i>cond. anóxica</i> )	$Y_{SMP,d}$	mgDQO <sub>cel</sub> /mgDQO <sub>UAP</sub>	0.45	
Formação de UAP - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$k_{UAP,h}$	mgDQO <sub>UAP</sub> /mgDQO <sub>sol</sub>	0.12	
Formação de UAP - ( <i>cond. anóxica</i> )	$k_{UAP,d}$	mgDQO <sub>UAP</sub> /mgDQO <sub>sol</sub>	0.12	
Fração de elétrons de DQO <sub>UAP</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração O<sub>2</sub></i> ) $\alpha_{SMP,h(O_2)} = (1 - Y_{SMP,h})$	$\alpha_{SMP,h(O_2)}$	mgO <sub>2</sub> /mgDQO <sub>UAP</sub>	0.55	Adaptado de [2]
Fração de elétrons de DQO <sub>UAP</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N</i> ) $\alpha_{SMP,h(N_2)} = 0,583.(1 - Y_{SMP,d})$	$\alpha_{SMP,h(N_2)}$	mgN/mgDQO <sub>UAP</sub>	0.32	Adaptado de [2]
Fração de elétrons de DQO <sub>UAP</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N</i> ) $\alpha_{SMP,h(N_3)} = 0,350.(1 - Y_{SMP,d})$	$\alpha_{SMP,h(N_3)}$	mgN/mgDQO <sub>UAP</sub>	0.19	Adaptado de [2]
<b>Metabolismo de BAP (biomassa heterotrófica X<sub>net</sub> sob condições aeróbias e anóxicas)</b>				
Coefficiente de produção celular a partir de BAP - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$Y_{SMP,h}$	mgDQO <sub>cel</sub> /mgDQO <sub>BAP</sub>	0.45	
Coefficiente de produção celular a partir de BAP - ( <i>cond. anóxica</i> )	$Y_{SMP,d}$	mgDQO <sub>cel</sub> /mgDQO <sub>BAP</sub>	0.45	
Fração de elétrons de DQO <sub>BAP</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração O<sub>2</sub></i> ) $\alpha_{SMP,h(O_2)} = (1 - Y_{SMP,h})$	$\alpha_{SMP,h(O_2)}$	mgO <sub>2</sub> /mgDQO <sub>BAP</sub>	0.55	Adaptado de [2]
Fração de elétrons de DQO <sub>UAP</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N</i> ) $\alpha_{SMP,h(N_2)} = 0,583.(1 - Y_{SMP,d})$	$\alpha_{SMP,h(N_2)}$	mgN/mgDQO <sub>BAP</sub>	0.32	Adaptado de [2]
Fração de elétrons de DQO <sub>UAP</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N</i> ) $\alpha_{SMP,h(N_3)} = 0,350.(1 - Y_{SMP,d})$	$\alpha_{SMP,h(N_3)}$	mgN/mgDQO <sub>BAP</sub>	0.19	Adaptado de [2]
<b>Metabolismo de LAP (biomassa heterotrófica X<sub>net</sub> sob condições aeróbias e anóxicas) - Consumido como substrato orgânico original (DQO<sub>sol</sub>)</b>				
Coefficiente de produção celular a partir de LAP - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$Y_{LAP,h}$	mgDQO <sub>cel</sub> /mgDQO <sub>LAP</sub>	0.60	Este estudo
Coefficiente de produção celular a partir de LAP - ( <i>cond. anóxica</i> )	$Y_{LAP,d}$	mgDQO <sub>cel</sub> /mgDQO <sub>LAP</sub>	0.50	Este estudo
Fração de elétrons de DQO <sub>UAP</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração O<sub>2</sub></i> ) $\alpha_{LAP,h(O_2)} = (1 - Y_{LAP,h})$	$\alpha_{LAP,h(O_2)}$	mgO <sub>2</sub> /mgDQO <sub>LAP</sub>	0.40	Este estudo
Fração de elétrons de DQO <sub>UAP</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N</i> ) $\alpha_{LAP,h(N_2)} = 0,583.(1 - Y_{LAP,d})$	$\alpha_{LAP,h(N_2)}$	mgN/mgDQO <sub>LAP</sub>	0.23	Este estudo
Fração de elétrons de DQO <sub>UAP</sub> para geração de energia - ( <i>Respiração NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N</i> ) $\alpha_{LAP,h(N_3)} = 0,350.(1 - Y_{LAP,d})$	$\alpha_{LAP,h(N_3)}$	mgN/mgDQO <sub>LAP</sub>	0.17	Este estudo
<b>Metabolismo de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (bactérias oxidadoras de amônia - X<sub>AOB</sub>)</b>				
Coefficiente de produção celular a partir de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	$Y_{AOB}$	mgDQO <sub>cel</sub> /mgN	0.48	Este estudo
Fração de elétrons de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N para geração de energia - ( <i>Respiração O<sub>2</sub></i> ) $\alpha_{AOB} = [3,43 - k_{UAP,AOB} - k_{EPS,AOB} - Y_{COD,AOB} (1 - k_{UAP,AOB} - k_{EPS,AOB}) - \gamma_N Y_{AOB}]$	$\alpha_{AOB}$	mgO <sub>2</sub> /mgN	2.88	Este estudo
<b>Metabolismo de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N (bactérias oxidadoras de nitrito - X<sub>NOB</sub>)</b>				
Coefficiente de produção celular a partir de NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	$Y_{NOB}$	mgDQO <sub>cel</sub> /mgN	0.11	Este estudo
Fração de elétrons de NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N para geração de energia - ( <i>Respiração O<sub>2</sub></i> ) $\alpha_{NOB} = [1,14 - k_{UAP,NOB} - k_{EPS,NOB} - Y_{COD,NOB} (1 - k_{UAP,NOB} - k_{EPS,NOB}) - \gamma_N Y_{NOB}]$	$\alpha_{NOB}$	mgO <sub>2</sub> /mgN	0.91	Este estudo
<b>Outros</b>				
Fração biodegradável de biomassa ativa	$f_d$	-	0.80	[1]
Fração de nitrogênio da biomassa (considerando C <sub>5</sub> H <sub>7</sub> O <sub>2</sub> N)	$\gamma_N$	mgN/mgDQO <sub>cel</sub>	0,087	[1]

[1] de Silva e Rittmann (2000); [2] Laspidou e Rittmann (2002); [3] Merkey *et al.* (2009); [4] Ni *et al.* (2010); [5] Matsumoto *et al.* (2010);.

Tabela 8.4. Expressões de taxas de transformações para reações microbianas.

Processo	Taxa de utilização do substrato ( $r_{ut}$ )/respiração ( $res$ )/inativação - ( $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ )
(1) Metabolismo de DQO - ( $\text{O}_2$ ) (Condições aeróbias)	$r_{ut-COD, het (O_2)} = \hat{q}_{COD, Het} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{COD}{K_{COD, Het} + COD} \cdot \frac{O_2}{K_{O_2, Het} + O_2} \right) X_{Het}$
(2) Metabolismo de DQO - ( $\text{NO}_2^-$ -N) (Condições anóxicas)	$r_{ut-COD, het (N_2)} = \hat{q}_{COD, den} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{COD}{K_{COD, den} + COD} \cdot \frac{N_2}{K_{N_2, den} + N_2} \cdot \frac{K_{O_2, den}}{K_{O_2, den} + O_2} \right) X_{Het}$
(3) Metabolismo de DQO - ( $\text{NO}_3^-$ -N) (Condições anóxicas)	$r_{ut-COD, het (N_3)} = \hat{q}_{COD, den} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{COD}{K_{COD, den} + COD} \cdot \frac{N_3}{K_{N_3, den} + N_3} \cdot \frac{K_{O_2, den}}{K_{O_2, den} + O_2} \right) X_{Het}$
(4) Metabolismo de UAP - ( $\text{O}_2$ ) (Condições aeróbias)	$r_{ut-UAP, het (O_2)} = \hat{q}_{UAP, Het} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{UAP}{K_{UAP, Het} + UAP} \cdot \frac{O_2}{K_{O_2, Het} + O_2} \right) X_{Het}$
(5) Metabolismo de UAP - ( $\text{NO}_2^-$ -N) (Condições anóxicas)	$r_{ut-UAP, het (N_2)} = \hat{q}_{UAP, den} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{UAP}{K_{UAP, den} + UAP} \cdot \frac{N_2}{K_{N_2, den} + N_2} \cdot \frac{K_{O_2, den}}{K_{O_2, den} + O_2} \right) X_{Het}$
(6) Metabolismo de UAP - ( $\text{NO}_3^-$ -N) (Condições anóxicas)	$r_{ut-UAP, het (N_3)} = \hat{q}_{UAP, den} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{UAP}{K_{UAP, den} + UAP} \cdot \frac{N_3}{K_{N_3, den} + N_3} \cdot \frac{K_{O_2, den}}{K_{O_2, den} + O_2} \right) X_{Het}$
(7) Metabolismo de BAP - ( $\text{O}_2$ ) (Condições aeróbias)	$r_{ut-BAP, het (O_2)} = \hat{q}_{BAP, Het} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{BAP}{K_{BAP, Het} + BAP} \cdot \frac{O_2}{K_{O_2, Het} + O_2} \right) X_{Het}$
(8) Metabolismo de BAP - ( $\text{NO}_2^-$ -N) (Condições anóxicas)	$r_{ut-BAP, het (N_2)} = \hat{q}_{BAP, den} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{BAP}{K_{BAP, den} + BAP} \cdot \frac{N_2}{K_{N_2, den} + N_2} \cdot \frac{K_{O_2, den}}{K_{O_2, den} + O_2} \right) X_{Het}$
(9) Metabolismo de BAP - ( $\text{NO}_3^-$ -N) (Condições anóxicas)	$r_{ut-BAP, het (N_3)} = \hat{q}_{BAP, den} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{BAP}{K_{BAP, den} + BAP} \cdot \frac{N_3}{K_{N_3, den} + N_3} \cdot \frac{K_{O_2, den}}{K_{O_2, den} + O_2} \right) X_{Het}$
(10) Metabolismo de LAP - ( $\text{O}_2$ ) (Condições aeróbias)	$r_{ut-LAP, het (O_2)} = \hat{q}_{LAP, Het} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{LAP}{K_{LAP, Het} + LAP} \cdot \frac{O_2}{K_{O_2, Het} + O_2} \right) X_{Het}$
(11) Metabolismo de LAP - ( $\text{NO}_2^-$ -N) (Condições anóxicas)	$r_{ut-LAP, het (N_2)} = \hat{q}_{LAP, den} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{LAP}{K_{LAP, den} + LAP} \cdot \frac{N_2}{K_{N_2, den} + N_2} \cdot \frac{K_{O_2, den}}{K_{O_2, den} + O_2} \right) X_{Het}$
(12) Metabolismo de LAP - ( $\text{NO}_3^-$ -N) (Condições anóxicas)	$r_{ut-LAP, het (N_3)} = \hat{q}_{LAP, den} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{LAP}{K_{LAP, den} + LAP} \cdot \frac{N_3}{K_{N_3, den} + N_3} \cdot \frac{K_{O_2, den}}{K_{O_2, den} + O_2} \right) X_{Het}$
(13) Metabolismo de $\text{NH}_4^+$ -N	$r_{ut-N_1, AOB} = \hat{q}_{N_1, AOB} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{N_1}{K_{N_1, AOB} + N_1} \cdot \frac{O_2}{K_{O_2, AOB} + O_2} \right) X_{AOB}$
(14) Metabolismo de $\text{NO}_2^-$ -N	$r_{ut-N_2, NOB} = \hat{q}_{N_2, NOB} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{N_2}{K_{N_2, NOB} + N_2} \cdot \frac{O_2}{K_{O_2, NOB} + O_2} \right) X_{NOB}$
(15) Respiração heterotrófica - ( $\text{O}_2$ ) (Condições aeróbias)	$res_{Het (O_2)} = b_{res, Het} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{O_2}{K_{O_2, Het} + O_2} \right) X_{Het}$
(16) Respiração heterotrófica - ( $\text{NO}_2^-$ -N) (Condições anóxicas)	$res_{Het (N_2)} = b_{res, Het} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{N_2}{K_{N_2, den} + N_2} \cdot \frac{K_{O_2, den}}{K_{O_2, den} + O_2} \right) X_{Het}$
(17) Respiração heterotrófica - ( $\text{NO}_3^-$ -N) (Condições anóxicas)	$res_{Het (N_3)} = b_{res, Het} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{N_3}{K_{N_3, den} + N_3} \cdot \frac{K_{O_2, den}}{K_{O_2, den} + O_2} \right) X_{Het}$
(18) Respiração de AOB	$res_{AOB} = b_{res, AOB} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{O_2}{K_{O_2, AOB} + O_2} \right) X_{AOB}$
(19) Respiração de NOB	$res_{NOB} = b_{res, NOB} (1.07)^{(T-20)} \left( \frac{O_2}{K_{O_2, NOB} + O_2} \right) X_{NOB}$
(20) Inativação/hidrólise de Het.	$b_{hyd/ina, het} X_h$
(21) Inativação/hidrólise de AOB	$b_{hyd/ina, AOB} X_{AOB}$
(22) Inativação/hidrólise de NOB	$b_{hyd/ina, NOB} X_{NOB}$
(23) Hidrólise de $X_{UASB}$	$k_{hyd} X_{UASB}$
(23) Hidrólise de EPS	$k_{hyd} EPS$

Tabela 8.5. Parâmetros cinéticos para reações microbianas.

Descrição	Símbolo	Unidade	Valor	Referência
<b>Metabolismo de substrato orgânico original DQO<sub>sol</sub> (biomassa heterotrófica X<sub>het</sub> sob condições aeróbias e anóxicas)</b>				
Taxa máxima específica de utilização de DQO <sub>sol</sub> - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$q_{COD,het}$	mgDQO <sub>sol</sub> /mgDQO <sub>cel</sub> .d	12,1	[1]
Taxa máxima específica de utilização de DQO <sub>sol</sub> - ( <i>cond. anóxica</i> )	$q_{COD,den}$	mgDQO <sub>sol</sub> /mgDQO <sub>cel</sub> .d	9,7	Adaptado de [1]
Constante de afinidade ao substrato org. original DQO <sub>sol</sub> - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$K_{COD,Het}$	mgDQO <sub>sol</sub> /L	5,0	[3]
Constante de afinidade ao substrato org. original DQO <sub>sol</sub> - ( <i>cond. anóxica</i> )	$K_{COD,den}$	mgDQO <sub>sol</sub> /L	5,0	[3]
Constante de afinidade à NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N durante o consumo de DQO <sub>sol</sub>	$K_{N2,den}$	mgN/L	0,10	[1]
Constante de afinidade à NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N durante o consumo de DQO <sub>sol</sub>	$K_{N3,den}$	mgN/L	0,10	[1]
Constante de afinidade ao O <sub>2</sub> durante o consumo de DQO <sub>sol</sub>	$K_{O2,het}$	mgO <sub>2</sub> /L	0,10	[3], [5]
Constante de afinidade ao O <sub>2</sub> durante o consumo de DQO <sub>sol</sub>	$K_{O2,den}$	mgO <sub>2</sub> /L	0,005	[1]
<b>Metabolismo de UAP (biomassa heterotrófica X<sub>het</sub> sob condições aeróbias e anóxicas)</b>				
Taxa máxima específica de utilização de UAP - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$q_{UAP,het}$	mgDQO <sub>UAP</sub> /mgDQO <sub>cel</sub> .d	4,0	[3]
Taxa máxima específica de utilização de UAP - ( <i>cond. anóxica</i> )	$q_{UAP,den}$	mgDQO <sub>UAP</sub> /mgDQO <sub>cel</sub> .d	3,2	Adaptado de [3]
Constante de afinidade à UAP - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$K_{UAP,Het}$	mgDQO <sub>UAP</sub> /L	3,0	[3]
Constante de afinidade à UAP - ( <i>cond. anóxica</i> )	$K_{UAP,den}$	mgDQO <sub>UAP</sub> /L	3,0	Adaptado de [3]
Constante de afinidade à NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N durante o consumo de UAP	$K_{N2,den}$	mgN/L	0,5	[5]
Constante de afinidade à NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N durante o consumo de UAP	$K_{N3,den}$	mgN/L	0,5	[5]
Constante de afinidade ao O <sub>2</sub> durante o consumo de UAP	$K_{O2,het}$	mgO <sub>2</sub> /L	0,1	[3], [5]
Constante de afinidade ao O <sub>2</sub> durante o consumo de UAP	$K_{O2,den}$	mgO <sub>2</sub> /L	0,005	[1]
<b>Metabolismo de BAP (biomassa heterotrófica X<sub>het</sub> sob condições aeróbias e anóxicas)</b>				
Taxa máxima específica de utilização de BAP - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$q_{BAP,het}$	mgDQO <sub>BAP</sub> /mgDQO <sub>cel</sub> .d	0,7	[5]
Taxa máxima específica de utilização de BAP - ( <i>cond. anóxica</i> )	$q_{BAP,den}$	mgDQO <sub>BAP</sub> /mgDQO <sub>cel</sub> .d	0,56	[5]
Constante de afinidade à BAP - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$K_{BAP,Het}$	mgDQO <sub>BAP</sub> /L	7,5	[5]
Constante de afinidade à BAP - ( <i>cond. anóxica</i> )	$K_{BAP,den}$	mgDQO <sub>BAP</sub> /L	7,5	[5]
Constante de afinidade à NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N durante o consumo de BAP	$K_{N2,den}$	mgN/L	0,5	[5]
Constante de afinidade à NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N durante o consumo de BAP	$K_{N3,den}$	mgN/L	0,5	[5]
Constante de afinidade ao O <sub>2</sub> durante o consumo de BAP	$K_{O2,het}$	mgO <sub>2</sub> /L	0,1	[3], [5]
Constante de afinidade ao O <sub>2</sub> durante o consumo de BAP	$K_{O2,den}$	mgO <sub>2</sub> /L	0,005	[1]
<b>Metabolismo de LAP (biomassa heterotrófica X<sub>het</sub> sob condições aeróbias e anóxicas) - Consumido como substrato orgânico original (DQO<sub>sol</sub>)</b>				
Taxa máxima específica de utilização de LAP - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$q_{LAP,het}$	mgDQO <sub>LAP</sub> /mgDQO <sub>cel</sub> .d	12,1	[1]
Taxa máxima específica de utilização de LAP - ( <i>cond. anóxica</i> )	$q_{LAP,den}$	mgDQO <sub>LAP</sub> /mgDQO <sub>cel</sub> .d	9,7	Adaptado de [1]
Constante de afinidade à LAP - ( <i>cond. aeróbia</i> )	$K_{LAP,Het}$	mgDQO <sub>LAP</sub> /L	5,0	[3]
Constante de afinidade à LAP - ( <i>cond. anóxica</i> )	$K_{LAP,den}$	mgDQO <sub>LAP</sub> /L	5,0	[3]
Constante de afinidade à NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N durante o consumo de LAP	$K_{N2,den}$	mgN/L	0,10	[1]
Constante de afinidade à NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N durante o consumo de LAP	$K_{N3,den}$	mgN/L	0,10	[1]
Constante de afinidade ao O <sub>2</sub> durante o consumo de LAP	$K_{O2,het}$	mgO <sub>2</sub> /L	0,10	[3], [5]
Constante de afinidade ao O <sub>2</sub> durante o consumo de LAP	$K_{O2,den}$	mgO <sub>2</sub> /L	0,005	[1]
<b>Metabolismo de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (bactérias oxidadoras de amônia - X<sub>AOB</sub>)</b>				
Taxa máxima específica de utilização de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (N <sub>1</sub> )	$q_{N1,AOB}$	mgN/mgDQO <sub>cel</sub> .d	3,33	[5]
Constante de afinidade à NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (N <sub>1</sub> )	$K_{N1,AOB}$	mgN/L	0,07	[5]
Constante de afinidade ao O <sub>2</sub> durante o consumo de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (N <sub>1</sub> )	$K_{O2,AOB}$	mgO <sub>2</sub> /L	1,0	[5]
<b>Metabolismo de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N (bactérias oxidadoras de nitrito - X<sub>NOB</sub>)</b>				
Taxa máxima específica de utilização de NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N (N <sub>2</sub> )	$q_{N2,NOB}$	mgN/mgDQO <sub>cel</sub> .d	12,19	[5]
Constante de afinidade ao NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N (N <sub>2</sub> )	$K_{N2,NOB}$	mgN/L	0,05	[5]
Constante de afinidade ao O <sub>2</sub> durante o consumo de NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N (N <sub>2</sub> )	$K_{O2,NOB}$	mgO <sub>2</sub> /L	0,8	[5]
<b>Decaimento endógeno (respiração endógena X<sub>het</sub>, X<sub>AOB</sub>, X<sub>NOB</sub>)</b>				
Constante de decaimento endógeno para biomassa heterotrófica X <sub>het</sub>	$b_{res,het}$	1/d	0,10	[1]
Constante de decaimento endógeno para AOB (respiração X <sub>AOB</sub> )	$b_{res,AOB}$	1/d	0,05	[1], [5]
Constante de decaimento endógeno para NOB (respiração X <sub>NOB</sub> )	$b_{res,NOB}$	1/d	0,05	[1], [5]
<b>Inativação/hidrólise de X<sub>het</sub>, X<sub>AOB</sub>, X<sub>NOB</sub> (biomassa ativa)</b>				
Inativação/hidrólise de X <sub>het</sub>	$b_{ina/hyd,het}$	1/d	0,10	Este estudo
Inativação/hidrólise de X <sub>AOB</sub>	$b_{ina/hyd,AOB}$	1/d	0,10	Este estudo
Inativação/hidrólise de X <sub>NOB</sub>	$b_{ina/hyd,NOB}$	1/d	0,10	Este estudo
<b>Hidrólise de X<sub>UASB</sub> (biomassa inativa nos FBPs) e EPS</b>				
Hidrólise de EPS	$k_{hyd, EPS}$	1/d	0,17	[2]
Hidrólise de X <sub>UASB</sub>	$k_{hyd, UASB}$	1/d	0,22	[6]

[1] de Silva e Rittmann (2000); [2] Laspidou e Rittmann (2002); [3] Merkey *et al.* (2009); [4] Ni *et al.* (2010); [5] Matsumoto *et al.* (2009); [6] Adaptado de Rittmann e McCarty (2001).



Tabela 8.6. Parâmetros físicos associados ao sistema.

Descrição	Símbolo	Unidade	Valor	Referência
Concentração afluyente de COD <sub>sol</sub> , SMPs e LAP	$C_{org\_}$	$mgCOD.L^{-1}$	Variável	Este estudo
Concentração afluyente de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	$C_{NH4}$	$mgN.L^{-1}$	Variável	Este estudo
Concentração afluyente de NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N e NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	$C_{NO2}$	$mgN.L^{-1}$	Variável	Este estudo
Concentração afluyente de O <sub>2</sub>	$C_{O2}$	$mgO_2.L^{-1}$	Variável	Este estudo
Difusividade de O <sub>2</sub> na água	$D_{O2}$	$m^2.d^{-1}$	2,20. 10 <sup>-4</sup>	[5]
Difusividade de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> na água	$D_{NH4}$	$m^2.d^{-1}$	3,75. 10 <sup>-4</sup>	[5]
Difusividade de NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> na água	$D_{NO2}$	$m^2.d^{-1}$	3,50. 10 <sup>-4</sup>	[5]
Difusividade de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> na água	$D_{NO2}$	$m^2.d^{-1}$	3,50. 10 <sup>-4</sup>	[5]
Difusividade de mat. org. sol. (COD <sub>sol</sub> , UAP, BAP, LAP) na água	$D_{org}$	$m^2.d^{-1}$	2,06. 10 <sup>-4</sup>	[5]
Razão difusão de substrato no biofilme/em água	$D_f/D_{H2O}$		0,80	[5]
Fração volumétrica inicial de EPS	EPS	$L_x^{-3}/L_{biofilme}^{-3}$	Variável	Este estudo
Fração volumétrica inicial de biomassa heterotrófica	$X_h$	$L_x^{-3}/L_{biofilme}^{-3}$	0,001	Este estudo
Fração volumétrica inicial de biomassa oxidadoras de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	$X_{AOB}$	$L_x^{-3}/L_{biofilme}^{-3}$	0,001	Este estudo
Fração volumétrica inicial de biomassa oxidadoras de NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	$X_{NOB}$	$L_x^{-3}/L_{biofilme}^{-3}$	0,001	Este estudo
Fração volumétrica inicial de biomassa inerte	$X_{inert}$	$L_x^{-3}/L_{biofilme}^{-3}$	0,001	Este estudo
Fração volumétrica inicial de biomassa advinda do reator UASB	$X_{uasb}$	$L_x^{-3}/L_{biofilme}^{-3}$	0,001	Este estudo
Densidade de EPS	$\rho_e$	$mg_{COD,x}.L^{-1}$	2.000	[5]
Densidade de heterótrofos	$\rho_{hi}; \rho_d$	$mg_{COD,x}.L^{-1}$	13.000	[5]
Densidade de oxidadoras de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	$\rho_{AOB}$	$mg_{COD,x}.L^{-1}$	13.000	[5]
Densidade de oxidadoras de NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	$\rho_{NOB}$	$mg_{COD,x}.L^{-1}$	13.000	[5]
Densidade de biomassa inerte	$\rho_i$	$mg_{COD,x}.L^{-1}$	13.000	[5]
Densidade de biomassa advinda do reator UASB	$\rho_{uasb}$	$mg_{COD,x}.L^{-1}$	13.000	[5]
Área superficial específica - Rotopack	$a_{Rotopack}$	$m^2.m^{-3}$	135	Este estudo
Área superficial específica - Rotosponge	$a_{Rotosponge}$	$m^2.m^{-3}$	27	Este estudo
Volume de espuma	$V_{sp}$	$m^3$	-	Variável <sup>1</sup>

[5] Matsumoto *et al.* (2009); <sup>1</sup>Ver item 8.3: Implicações deste estudo.

## 9 CONFIABILIDADE DE SISTEMAS UASB/FBP OPERANDO SEM DECANTADORES SECUNDÁRIOS

### 9.1 Introdução

Como apresentado em capítulos anteriores, sistemas UASB/FBP operados a menores cargas são potencialmente capazes de operar sem a etapa de decantação secundária, e a nitrificação pode ser sistematicamente alcançada, a depender das condições operacionais impostas e do material suporte empregado nos FBPs pós-reatores UASB. Contudo, tendo em vista que os sistemas UASB/FBP-*Rotopack* e UASB/FBP-*Rotosponge* foram submetidos à condições distintas ao longo do período experimental, torna-se importante avaliar o efeito de tais variações na confiabilidade dos sistemas investigados.

A análise de confiabilidade foi desenvolvida para a sua aplicação em sistemas de lodos ativados (NIKU *et al.*, 1979), e posteriormente confirmada a pertinência de sua aplicabilidade para filtros biológicos percoladores (NIKU *et al.*, 1982). Outros sistemas, apresentando ajuste a uma distribuição lognormal também foram investigados sob a mesma perspectiva por Oliveira (2006). A aplicabilidade da análise de confiabilidade para os sistemas investigados foi verificada a partir da comparação entre os percentuais de atendimento esperados e os percentuais de atendimento efetivamente obtidos para cada tecnologia.

Oliveira e von Sperling (2008) avaliaram a confiabilidade de 166 estações de tratamento de esgoto municipal em operação no Brasil, considerando diferentes tecnologias, como lagoas facultativas, lodos ativados, reatores UASB, reatores UASB seguidos de pós-tratamento (UASB+POS), entre outros. Dentre as tecnologias investigadas, observou-se que os sistemas de lodos ativados e UASB+POS foram as únicas tecnologias que apresentaram concentrações médias efluentes (de projeto e operação) capazes de assegurar o atendimento aos padrões de lançamento em 95% dos casos. Os resultados obtidos reforçam a promissora potencialidade de reatores UASB seguidos de pós-tratamento para a operação sob condições de estabilidade, principalmente em relação aos parâmetros DBO, DQO e SST.

Com relação aos sistemas UASB/FBP incluídos na pesquisa, ressalta-se que os sistemas possuíam decantadores secundários (Oliveira, comunicação pessoal). Os estudos com sistemas UASB/FBP sem o uso de decantadores secundários ainda merecem um maior aprofundamento, no que se refere à aplicação de técnicas estatísticas para análise de confiabilidade. Adicionalmente, de acordo com os estudos de Tandukar *et al.* (2006) e

Almeida *et al.* (2011), o uso de espumas de poliuretano como material de enchimento de FBPs pós-reactores UASB parece atribuir melhorias de desempenho aos sistemas UASB/FBP. Portanto, é possível que a probabilidade de falha dos sistemas UASB/FBP seja consideravelmente reduzida com o uso de espumas de poliuretano como material suporte.

A operação do sistema sob condições de variação de cargas aplicadas pode atribuir incertezas e probabilidades de falha, quanto ao cumprimento a padrões de qualidade do efluente final (ex.: padrões de reúso; padrões de lançamento de efluentes). Seriam tais probabilidades de falha de sistemas UASB/FBP *sem decantadores secundários* compatíveis com os requisitos exigidos em legislações? As análises de confiabilidade podem ser aplicadas aos sistemas UASB/FBP para as condições operacionais impostas?

Considerando os aspectos mencionados, os objetivos da presente etapa de investigações são: (i) avaliar a pertinência de utilização da análise de confiabilidade proposta por Niku *et al.* (1979) para sistemas UASB e UASB/FBP, considerando as condições operacionais impostas; e (ii) avaliar *de forma comparativa* as probabilidades de falha dos sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários, bem como (iii) o efeito do uso de espumas de poliuretano como meio suporte na confiabilidade da tecnologia UASB/FBP.

## 9.2 Metodologia

### 9.2.1 Aparato experimental

O aparato experimental é apresentado em detalhes no capítulo 5. Este item descreve apenas as principais características dos sistemas UASB/FBP. Os sistemas investigados foram o reator UASB (concentrações efluentes de DQO e SST), e os sistemas UASB/FBP- *Rotopack* e UASB/FBP- *Rotosponge* (concentrações efluentes de DQO, SST e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ). Os sistemas UASB e UASB/FBP foram praticamente submetidos à vazão constante, e as condições operacionais ao longo do período investigado variaram apenas por alterações na qualidade do afluente.

O fluxograma do aparato experimental compreendia um reator UASB e dois FBPs operando em paralelo para o pós-tratamento dos efluentes do reator UASB (Figura 9.1). Os dados analisados referem-se ao período entre o 85º e o 645º dia operacional, como apresentado no item 9.2. A Tabela 9.1 apresenta uma síntese das principais características do sistema UASB/FBP.

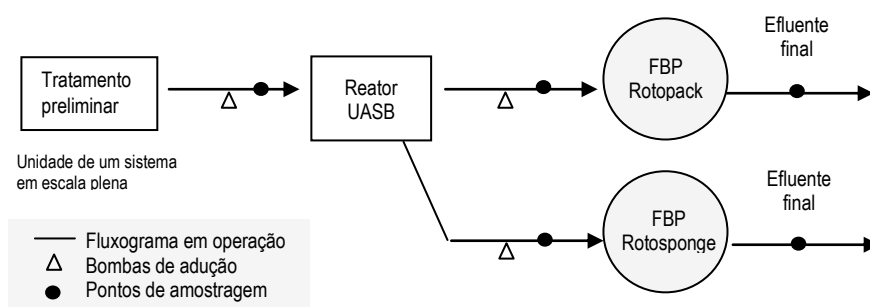


Figura 9.1. Fluxograma do sistema UASB/FBP utilizado na pesquisa.

Tabela 9.1. Principais características dos sistemas UASB/FBP.

Características físicas e condições operacionais	Reator UASB	Filtro biológico percolador		Comentários sobre os materiais de enchimento
		(FBP Rotopack)	(FBP Rotosponge)	
Volume útil (m³)	16,8	1,90	1,85	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rotopack: Constituído de placas corrugadas de polietileno. Peso específico do material: 67 kg/m³. Área superficial específica: 132 m²/m².d.</li> <li>• Rotosponge: Constituído de placas corrugadas de polietileno, com placas de espumas fixadas sobre as placas corrugadas. O volume de espuma: 0,79 m³.</li> </ul>
Altura útil (m)	4,8	4,20	4,08	
Material de constituição	Aço	Polietileno	Polietileno/espuma de poliuretano	
Vazão média aduzida (m³.d⁻¹)	45,2	4,6	4,6	
TAS (m³.m⁻².d⁻¹)	-	10-12	10-12	
COV (kgDQO.m⁻³.d⁻¹)	0,90-1,42	0,30-0,55	0,30-0,55	
TDH (h)*	8.5-9,0	0,25	2,0	

\*O tempo de detenção nos FBPs foram determinados com o uso de traçadores radioativos.

### 9.2.2 Períodos operacionais

Para a seleção dos períodos operacionais foi considerada a estabilização do processo biológico, excluindo-se os dados de início de operação (*'start-up'*). A Figura 9.2 apresenta os períodos operacionais para a realização das análises estatísticas, a partir dos resultados de monitoramento de concentrações afluentes e efluentes dos sistemas. Como observado, os períodos operacionais foram diferentes para os reatores investigados, e em relação aos parâmetros DQO, SST e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Tal decisão deve-se ao fato de que os reatores tiveram o seu início de operação em momentos distintos. Para o sistema UASB/FBP-Rotopack e UASB/FBP-Rotosponge foram adotados os períodos operacionais entre 85-645d, e 200-645d, respectivamente. Os dados de concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  do sistema UASB/FBP-Rotopack estiveram compreendidos entre 250°-645° dia operacional. Para todos os parâmetros, foi considerada uma série histórica de mais de 1 ano (365d) de operação

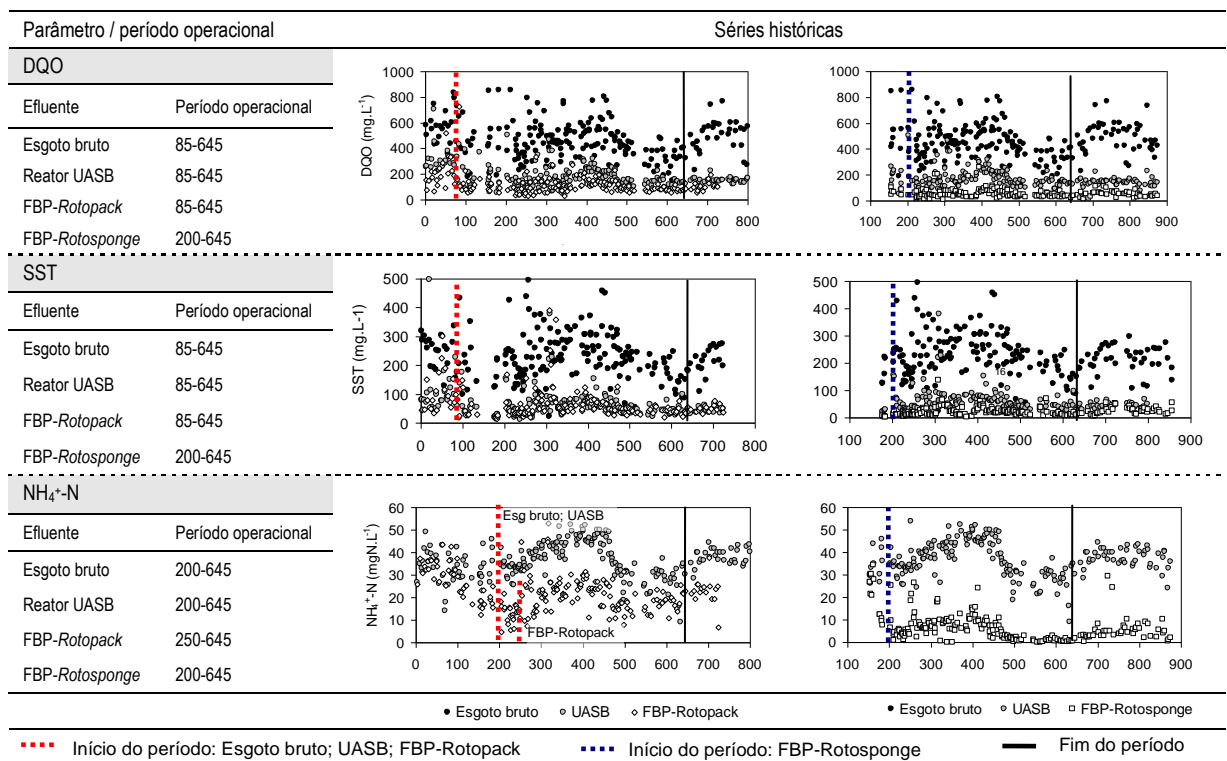


Figura 9.2. Períodos operacionais para a realização das análises estatísticas.

### 9.2.3 Testes de aderência e normalidade a uma distribuição

Para a verificação da aderência a uma distribuição foram aplicados dois critérios. Inicialmente, a normalidade dos dados de DQO, SST e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  para concentrações de esgoto bruto, efluente UASB e efluente FBP-*Rotopack* e FBP-*Rotosponge*, foi checada com o uso de testes de aderência (Kolmogorov-Smirnov – K-S; Lilliefors; Qui-quadrado –  $\chi^2$ ) e de normalidade (Shapiro-Wik – S-W).

Foram aplicados os testes gráficos '*Normal probability plot*' e '*Lognormal probability plot*', para a verificação do ajuste dos dados à distribuição normal e lognormal, respectivamente. Nos casos em que os testes indicavam um ajuste à distribuição normal (Normal) e lognormal (LogN) optou-se por assumir a distribuição lognormal, uma vez que a metodologia para a análise de confiabilidade foi desenvolvida considerando a referida distribuição de frequência. Com os dados ajustando-se à distribuição normal (testes de aderência ou de normalidade), mas apresentando um ajuste razoável à distribuição lognormal (observada pelos testes gráficos), optou-se por assumir a distribuição lognormal. O objetivo foi avaliar a robustez do modelo de confiabilidade, nos casos em que não foram observadas fugas expressivas à distribuição lognormal. Adicionalmente, foram gerados histogramas de frequência para visualizar a distribuição de frequência dos dados. O 'software' utilizado para a realização dos testes foi o Statística 6.0. A Tabela 9.2 apresenta uma síntese dos objetivos de cada etapa.

As hipóteses fundamentais da análise de frequência não foram avaliadas (testes de hipótese de aleatoriedade, independência, homogeneidade e estacionariedade). Ainda que a possibilidade de não atendimento às hipóteses fundamentais seja eminente, este fato não inviabiliza o emprego de testes de aderência (Oliveira, 2006).

Tabela 9.2. Síntese das etapas para verificação preliminar da aderência a uma distribuição.

Etapas	Comentários
Execução de testes de aderência e normalidade	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Objetivo: Verificação da aderência à uma distribuição normal e/ou lognormal.</li> <li>▪ Testes aplicados (distribuição normal): Kolmogorov-Smirnov (K-S); Lilliefors; Qui-quadrado (<math>\chi^2</math>); Shapiro-Wik (S-W)</li> <li>▪ Testes aplicados (distribuição lognormal): Kolmogorov-Smirnov (K-S); Qui-quadrado (<math>\chi^2</math>)</li> </ul>
Execução de testes gráficos	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Objetivo: verificação do ajuste dos dados à uma distribuição normal e/ou lognormal</li> <li>▪ Testes gráficos: '<i>normal probability plot</i>'; '<i>probability-probability Plot</i>'</li> </ul>
Geração de histogramas de frequência	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Objetivo: Visualizar a distribuição de frequência dos dados</li> <li>▪ Funções densidade adotadas: normal e lognormal</li> </ul>

#### 9.2.4 Coeficientes de confiabilidade (CDC) e concentrações de projeto e operação para o atendimento a padrões de lançamento

A *confiabilidade* de um sistema pode ser definida como a “*probabilidade de um desempenho adequado por um período de tempo, sob uma condição específica*”. Em outras palavras, um sistema será mais confiável quanto maior for a porcentagem de tempo em que as concentrações efluentes não excedam os padrões de lançamento. Assim sendo, os *níveis de confiabilidade* indicam a probabilidade de que as concentrações efluentes não excedam um determinado padrão de qualidade.

Os coeficientes de confiabilidade foram calculados a partir de metodologia desenvolvida por Niku *et al.* (1979). Com base no comportamento do processo (variabilidade das concentrações efluentes), este método estatístico permite obter coeficientes de confiabilidade, de forma que seja conhecida a concentração média necessária para que o sistema de tratamento atenda a um determinado padrão de qualidade, considerando probabilidades de falha. O desenvolvimento de tal metodologia para análise de sistemas biológicos parece ser razoável, tendo em vista as inúmeras incertezas associadas ao processo biológico.

Em termos práticos, quanto mais confiável um sistema, maior o nível de investimentos e/ou sofisticação para redução de probabilidades de falha. Este trabalho intenciona estudar o aprimoramento tecnológico de um sistema de tratamento, reduzindo ao máximo a necessidade de expressivos investimentos e/ou sofisticação do processo para melhorias de desempenho e confiabilidade de sistemas UASB/FBP operando sem a etapa de decantação secundária.

Em linhas gerais, o desenvolvimento do modelo de confiabilidade se dá a partir da (i) probabilidade de que uma variável  $x$  não exceda um determinado padrão de qualidade ( $X_s$ ):  $P(x \leq X_s) = 1-\alpha$ ; (ii) média e variância correspondentes à função densidade de probabilidade da distribuição lognormal; e (iii) da variável normal padronizada ( $Z_{1-\alpha}$ ). Uma demonstração detalhada das formulações matemáticas para o cálculo do coeficiente de confiabilidade é apresentada em Oliveira (2006). Cabe ressaltar que o método foi desenvolvido para uma distribuição lognormal dos dados e, uma vez que as concentrações efluentes de sistemas de tratamento via de regra seguem tal distribuição (NIKU *et al.*, 1979; OLIVEIRA e von SPERLING, 2008), foi possível a sua aplicação.

A partir da abordagem probabilística do método, a concentração média de projeto e operação de um constituinte ( $m_x$ ) para o atendimento de  $X_s$ , a um determinado nível de confiabilidade ( $1-\alpha$ ) é obtido a partir da equação 9.1:

$$m_x = (\text{CDC}) X_s \quad (9.1)$$

Em que:

CDC: coeficiente de confiabilidade.

$X_s$ : meta de qualidade ou padrão de lançamento ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

O coeficiente de confiabilidade (CDC) é determinado a partir de:

$$\mu_x = \sqrt{CV^2 + 1} \times \exp \left\{ -Z_{1-\alpha} \sqrt{\ln(CV^2 + 1)} \right\} \times X_s$$

Considerando que o CDC é dado por  $m_x = (\text{CDC}) X_s$ :

$$\text{CDC} = \sqrt{CV^2 + 1} \times \exp \left[ -Z_{1-\alpha} \sqrt{\ln(CV^2 + 1)} \right] \quad (9.2)$$

Em que:

CV: coeficiente de variação (dado por  $CV = \sigma / \mu$ ).

$z_{1-\alpha}$ : variável normal central reduzida correspondente à probabilidade de não excedência ( $1-\alpha$ ).

Portanto, a partir do cálculo dos coeficientes de confiabilidade (CDC) é possível obter uma concentração efluente média de projeto e operação de forma que, mesmo com a variabilidade presente dos dados, seja possível atender à meta de lançamento prevista a um determinado nível de confiabilidade ( $1-\alpha$ ).

No âmbito do presente trabalho, os CDCs e as respectivas concentrações de projeto e operação foram calculados para níveis de confiabilidade ( $1-\alpha$ ) de 80, 95 e 99%. O limite inferior de atendimento (80%) foi definido considerando exigências de um órgão gestor de recursos hídricos no Brasil (Agência Nacional de Águas – ANA). Neste caso, as metas de abatimento de cargas poluidoras devem ser respeitadas em pelo menos 80% dos casos. Os demais limites (95% e 100%) foram definidos com o objetivo de avaliar a confiabilidade dos sistemas UASB e UASB/FBP considerando cenários mais restritivos de atendimento a padrões de lançamento de efluentes.



### 9.2.5 Percentual esperado de atendimento às metas de lançamento

Os percentuais esperados de atendimento à metas de lançamento foram calculados a partir da variável normal central reduzida ( $Z_{1-\alpha}$ ), correspondente à probabilidade de não excedência ( $1-\alpha$ ). Para tal, foram considerados os coeficientes de variação ( $CV = \sigma/\mu$ ), as respectivas concentrações médias efluentes ( $\mu_x$ ) e metas de lançamento ( $Xs$ ) definidas para de DQO, SST e  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ . O valor resultante de  $Z_{1-\alpha}$  foi obtido com o uso da expressão 9.3.

$$Z_{1-\alpha} = \frac{\ln Xs - \left[ \ln \mu_x - \frac{1}{2} \ln(1 + CV^2_x) \right]}{\sqrt{\ln(1 + CV^2_x)}} \quad (9.3)$$

Em que:

$Z_{1-\alpha}$ : variável normal central reduzida correspondente à probabilidade de não excedência ( $1-\alpha$ )

$CV$ : coeficiente de variação (dado por  $CV = \sigma/\mu$ )

$\mu_x$ : concentração média do efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

$Xs$ : meta de qualidade ou padrão de lançamento ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

Após a obtenção de  $Z_{1-\alpha}$ , foram calculados os valores correspondentes à probabilidade cumulativa ( $1-\alpha = \text{confiabilidade}$ ) da distribuição normal padronizada (distribuição  $Z$ ). Os valores de  $1-\alpha$  correspondem à área delimitada pela curva normal central reduzida, e equivalem ao percentual esperado de atendimento a um determinado padrão de qualidade. Conforme descrito por Oliveira (2006), os valores de  $1-\alpha$  podem ser determinados com o uso da função 'DIST.NORMP', em planilhas implementadas em Excel. O uso desta função permite obter valores de  $1-\alpha$ , sem a necessidade de integração da função densidade de probabilidade (FDP) de uma distribuição lognormal, uma vez que ambos os métodos conduzem ao mesmo resultado numérico para  $1-\alpha$ .

*Nível de confiabilidade e percentual esperado de atendimento a metas de lançamento.* Torna-se importante destacar a essencial diferença entre nível de confiabilidade e percentual esperado de atendimento a metas de lançamento, determinados a partir da análise probabilística utilizada no presente estudo. A partir do conhecimento da distribuição de concentrações efluentes (seguindo uma distribuição lognormal) *obtem-se* uma concentração média de projeto e operação, de forma a garantir a não excedência de  $Xs$ , em um determinado percentual de atendimento ou nível de confiabilidade ( $1-\alpha$ ). Ou seja, o valor de  $1-\alpha$  é antecipadamente estipulado, e o sistema deve ser ajustado para o seu atendimento. O percentual esperado de atendimento considera a aderência das concentrações efluentes a uma

distribuição lognormal para *obter o real nível de confiabilidade* (probabilidade de não excedência de  $X_s$ ), a partir das condições atuais de operação impostas.

Os percentuais efetivamente observados de atendimento às metas de lançamento foram primeiramente obtidos a partir dos resultados experimentais. Em seguida, os percentuais de atendimento *esperados*, obtidos com o uso do modelo de confiabilidade, foram comparados com os percentuais efetivamente observados, em dois casos, como se segue:

- *Caso 1.* O objetivo foi validar o modelo de confiabilidade a partir da comparação dos percentuais de atendimento esperados e efetivamente observados *tomando-se o período operacional estudado*. Adicionalmente, tal comparação possibilitou avaliar a robustez do modelo, nos casos em que os testes gráficos indicaram fugas não expressivas, e os demais testes estatísticos rejeitaram a hipótese de aderência à distribuição lognormal.
- *Caso 2.* O objetivo foi validar o modelo de confiabilidade considerando a média e o coeficiente de variação (CV) dos dados compreendidos no período analisado, contudo, *comparando o percentual de atendimento esperado com os percentuais efetivamente observados em um período operacional subsequente*. O período operacional analisado esteve compreendido entre os dias 85 e 645 e o período subsequente entre os dias 645 a 828.

### **9.2.6 Diferenças estatísticas entre concentrações efluentes**

Para a avaliação das diferenças estatísticas entre concentrações efluentes dos sistemas UASB, UASB/FBP-Rotopack e UASB/FBP-Rotosponge foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis para comparações múltiplas, a um nível de significância de 5% ( $\alpha = 5\%$ ). O objetivo foi investigar possíveis diferenças significativas entre concentrações efluentes, considerando o uso de meio suporte baseado em espumas de poliuretano.

### **9.2.7 Padrões de lançamento adotados (metas de lançamento)**

As metas de lançamento (ou limites de concentrações) utilizados para avaliar o desempenho do reator UASB e sistemas UASB/FBP foram: 180mgDQO.L<sup>-1</sup>; SST: 100 mg.L<sup>-1</sup>; e 20mgN/L<sup>-1</sup>. Tais parâmetros são similares aos padrões de lançamento utilizados em outros países em desenvolvimento (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2008).

## 9.3 Resultados

### 9.3.1 Análise global dos dados de monitoramento e desempenho dos sistemas

A Tabela 9.3 apresenta estatísticas descritivas para concentrações efluentes dos sistemas, como a média aritmética e geométrica, desvio padrão e coeficientes de variação para DQO, SST e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Tais estatísticas foram determinadas com todos os dados do período operacional investigado (Figura 9.2). As médias aritméticas e os coeficientes de variação de concentrações efluentes foram utilizados para a determinação da variável normal central reduzida ( $Z_{1-\alpha}$ ) correspondente a cada sistema, bem como para a determinação dos coeficientes de confiabilidade (CDC). A Figura 9.3 apresenta as concentrações dos respectivos constituintes ao longo do período operacional.

Foi observada uma maior variabilidade das concentrações efluentes de DQO e SST dos sistemas UASB e UASB/FBP-*Rotopack*, sendo que as concentrações médias efluentes e desvios padrão de SST foram semelhantes entre estes sistemas (Tabela 9.3). Tais constatações devem-se ao fato de que o sistema UASB/FBP-*Rotopack* operou sem a etapa decantação secundária, e o material suporte *Rotopack* não oferece considerável retenção de sólidos. Em geral, o gerenciamento do lodo anaeróbio e as variações sazonais de cargas orgânicas promovem alterações imediatas nas concentrações de SST efluentes em um sistema UASB/FBP operando sem decantadores secundários, quando os FBPs são preenchidos com materiais suportes de aderência estritamente superficial (ALMEIDA *et al.*, 2011).

Em relação ao sistema UASB/FBP-*Rotosponge* foi observada uma concentração efluente significativamente menor para todos os parâmetros analisados (Kruskal-Wallis,  $\alpha = 5\%$ ). Como observado em recentes pesquisas (TANDUKAR *et al.*, 2006; KASSAB *et al.*, 2010), o uso de espumas de poliuretano como material suporte em geral parece atribuir melhor desempenho e uma menor variabilidade dos dados a sistemas UASB/FBP. O comportamento e os mecanismos responsáveis pelas diferenças de desempenho entre os sistemas UASB/FBP são discutidos no Capítulo 6. No entanto, como observado na Tabela 9.3, o coeficiente de variação (CV) para concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  do sistema UASB/FBP-*Rotosponge* apresentou-se consideravelmente acima dos CVs obtidos para os demais sistemas. Tal aspecto será discutido no item 3.2, juntamente com a interpretação dos CDCs.

Comparando-se as médias aritméticas e geométricas para cada tecnologia (Tabela 9.3), foram observadas diferenças mais expressivas entre os valores de DQO. Contudo, é importante ressaltar que a medida de tendência central que melhor caracteriza o comportamento médio de um processo para dados que se ajustam a distribuições lognormal é a *média geométrica*, uma vez que tal medida é relativamente pouco sensível a valores extremos (OLIVEIRA, 2006).

Tabela 9.3. Estatísticas descritivas para as concentrações efluentes de DQO, SST e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

Tecnologias de tratamento	DQO (Padrão de lançamento: 180 mg.L <sup>-1</sup> )				SST (Padrão de lançamento: 100 mg.L <sup>-1</sup> )				NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (Padrão de lançamento: 20 mg.N.L <sup>-1</sup> )			
	Média obs (mg.L <sup>-1</sup> )		σ (mg.L <sup>-1</sup> )	CV (σ / μ)	Média obs (mg.L <sup>-1</sup> )		σ (mg.L <sup>-1</sup> )	CV (σ / μ)	Média obs (mg.L <sup>-1</sup> )		σ (mg.L <sup>-1</sup> )	CV (σ / μ)
	Aritm.	Geom.			Aritm.	Geom.			Aritm.	Geom.		
Esgoto bruto	448	422	147	-	250	224	126	-	28	27	7.2	-
UASB	170	155	77	0.45	60	52	42.0	0.70	37	36	8.0	0.22
UASB/FBP-Rotopack	112	101	52	0.46	61	52	48.2	0.79	21	20	6.2	0.29
UASB/FBP-Rotosponge	58	50	36	0.62	22	18	16.6	0.76	6	4	4.9	<b>0.82</b>

O valor em negrito apresenta-se consideravelmente acima dos valores obtidos para os demais cenários. Média obs: Média aritmética/média geométrica observadas.

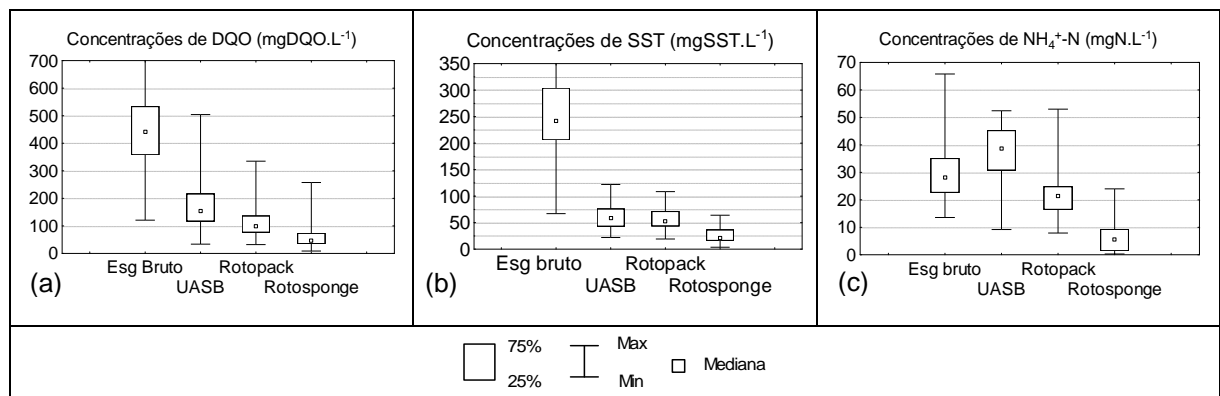


Figura 9.3. Concentrações de DQO, SST e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

### 9.3.2 Testes de aderência e de normalidade

A Tabela 9.4 apresenta os resultados dos testes de aderência, normalidade e testes gráficos para os dados de DQO, SST e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N afluentes e efluentes no sistema UASB/FBP. Foi observado que os dados do esgoto bruto não se ajustaram à distribuição lognormal (LogN) em nenhum dos casos. As concentrações afluentes DQO e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (esgoto bruto) ajustaram-se mais adequadamente à distribuição normal.

Em relação às concentrações efluentes do reator UASB, UASB/FBP-Rotopack e UASB/FBP-Rotosponge observa-se um ajuste sistemático à distribuição LogN para as concentrações de DQO e SST. Para possibilitar o ajuste de concentrações de SST dos efluentes do reator UASB e FBP-Rotopack à distribuição LogN foi necessária a alteração do número de intervalos de

classe (NIC) para  $\sqrt{n}$ . Tal alteração foi adotada, quando as análises gráficas (histogramas e logN-probability plot) indicavam uma potencial aderência à distribuição LogN (SST<sub>UASB</sub>; SST<sub>UASB/FBP-Rotosponge</sub>). As concentrações efluentes de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N se ajustaram à distribuição normal ou não se ajustaram a nenhuma das distribuições testadas, o que inviabilizaria o uso do modelo de confiabilidade. Tal discussão será abordada no item seguinte.

Tabela 9.4. Síntese de resultados dos testes de aderência, normalidade e testes gráficos.

Parâmetros		Testes de aderência	Teste de normalidade	Análise gráfica		Distribuição assumida
		( $\chi^2$ ; K-S; Lilliefors)	(Shapiro-Wilk)	Normal probability	Log-N probability	
Esgoto bruto	DQO	Normal; Não LogN	Normal	Normal	Não LogN	Normal
	SST	Não normal; não LogN	Não normal	Não normal	Não LogN	Outra
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Normal; não LogN	Normal	Normal	Não LogN	<b>LogN*</b>
UASB	DQO	Não normal; LogN	Não normal	Não normal	LogN	LogN
	SST	Não normal; LogN	Não normal	Não normal	LogN	LogN
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Não normal; não LogN	Normal	Normal	Não LogN	<b>LogN*</b>
FBP-Rotopack	DQO	Não normal; LogN	Não normal	Não normal	Log-N	LogN
	SST	Não normal; LogN	Não normal	Não normal	Não LogN	LogN
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Normal; Não LogN	Normal	Normal	Não LogN	<b>LogN*</b>
FBP-Rotosponge	DQO	Não normal; LogN	Não normal	Não normal	LogN	LogN
	SST	Não normal; LogN	Não normal	Não normal	LogN	LogN
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Não normal; Não LogN	Não normal	Não normal	Não LogN	<b>LogN*</b>

**LogN\***: Indica o casos em que os testes de aderência não apontaram ajustes dos dados à distribuição lognormal (LogN). No entanto, a partir dos testes gráficos observou-se pequena fuga à distribuição LogN, conduzindo à possibilidade de emprego do modelo de confiabilidade.

A células hachuradas em cinza indicam alteração de NIC para  $\sqrt{n}$ .

### 9.3.3 Testes gráficos

As Figuras de 9.4 a 9.6 apresentam a análise gráfica dos dados. A distribuição de concentrações de DQO e SST efluentes no sistema UASB/FBP possuem assimetrias positivas, com distribuição lognormal, um fato constatado anteriormente por alguns estudos (NIKU *et al.*, 1982; OLIVEIRA, 2006). Em processos biológicos as concentrações efluentes via de regra variam em torno de concentrações de projeto, com desvios usualmente caracterizados por *incremento* de concentrações. Falhas operacionais e/ou respostas do processo biológico a sobrecargas hidráulicas e orgânicas podem explicar tal comportamento. As assimetrias positivas não foram observadas para NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, exceto para o sistema UASB/FBP-Rotosponge, o que reforça a ocorrência de assimetrias positivas mais evidentes em processos biológicos com maior remoção (portanto, maior sensibilidade) de um determinado componente. A partir dos transientes hidráulicos e dados operacionais foi observada uma maior sensibilidade do FBP-Rotosponge a variações de CO e cargas hidráulicas, o que explica a assimetria positiva mais evidente para NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

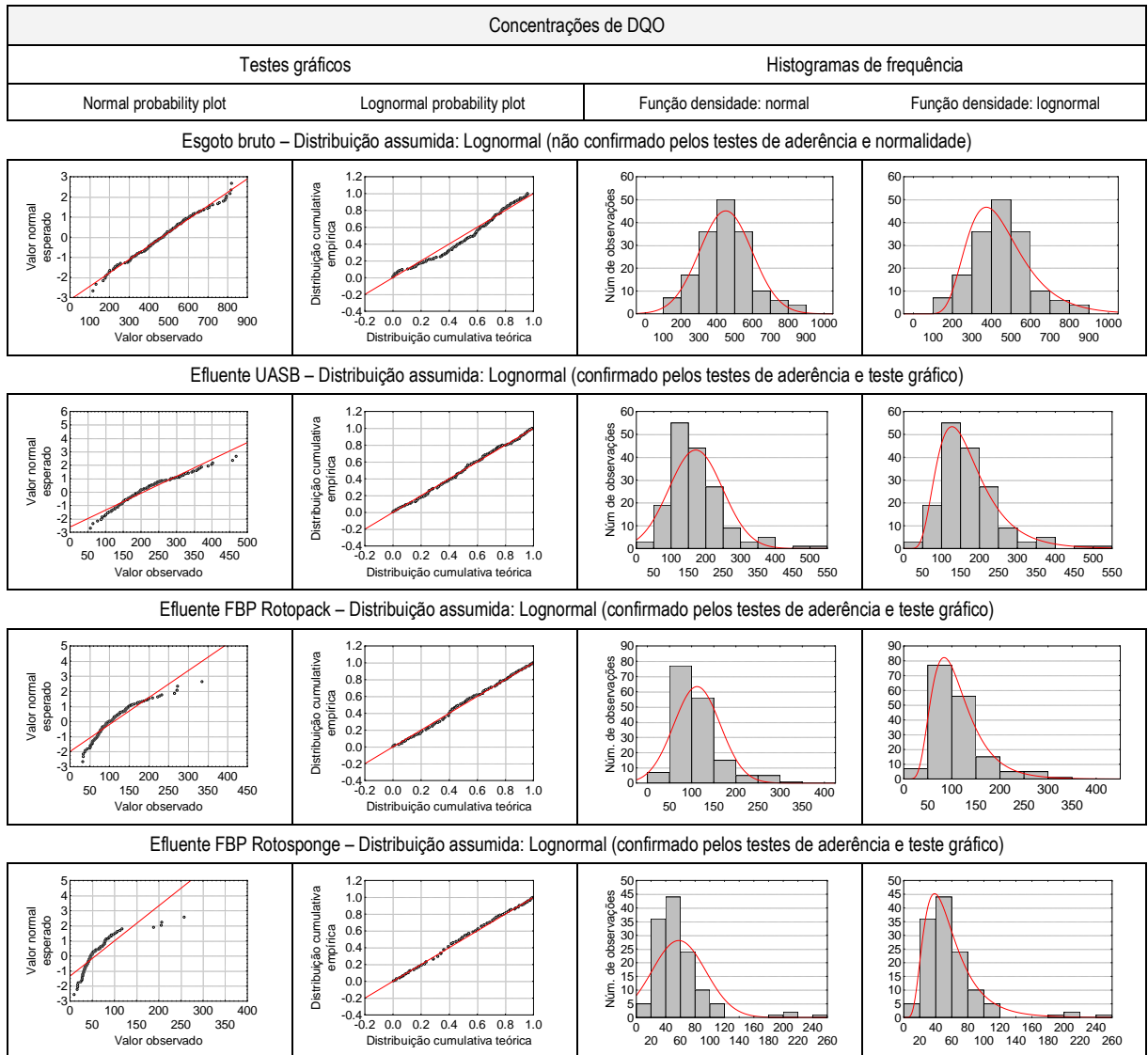


Figura 9.4. Testes gráficos normal e lognormal probability plot, e histograma de frequências para concentrações de DQO no esgoto bruto e efluentes do reator UASB e FBPs.

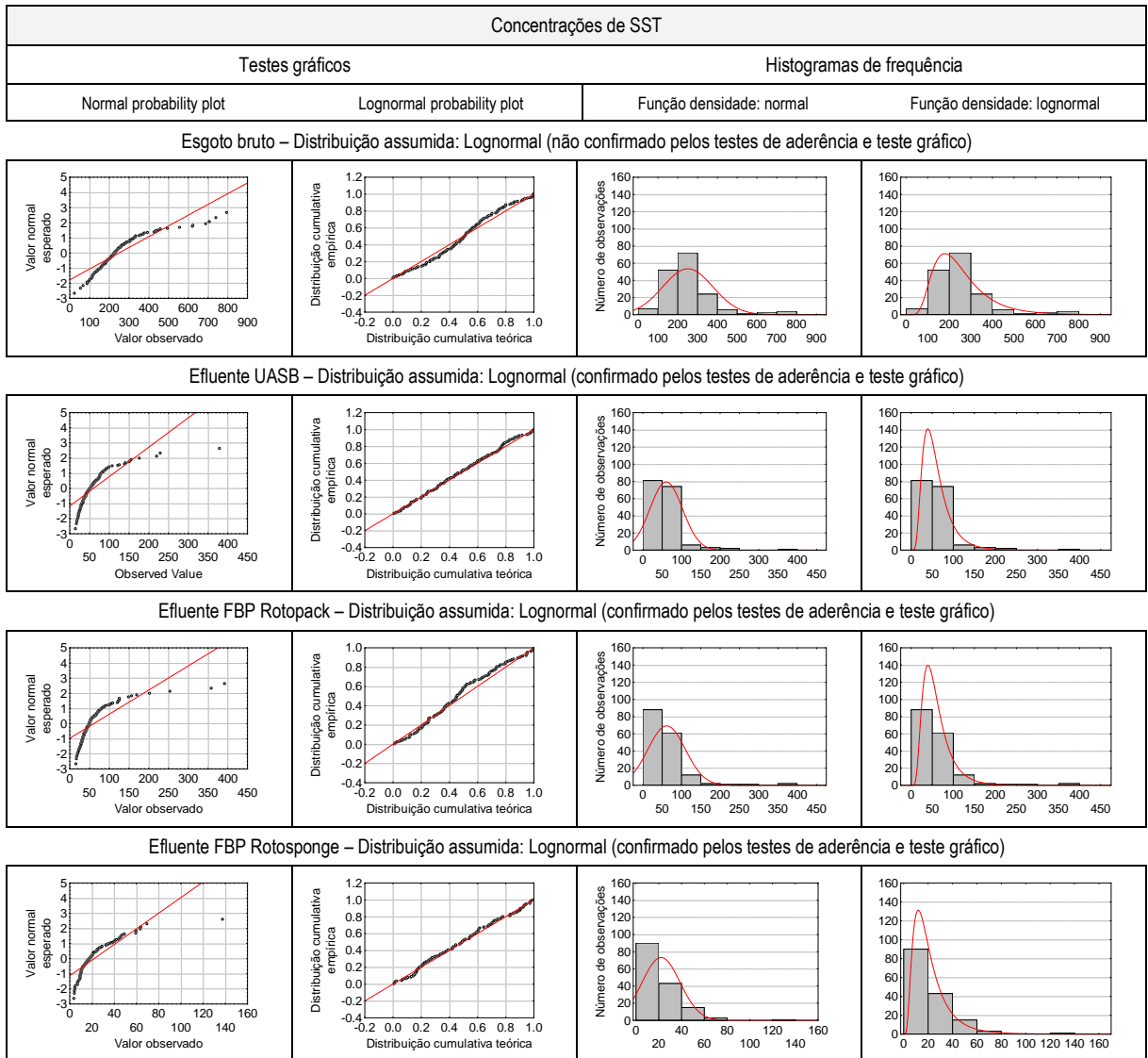


Figura 9.5. Testes gráficos normal e lognormal probability plot, e histograma de frequências para concentrações de SST no esgoto bruto e efluentes do reator UASB e FBPs.

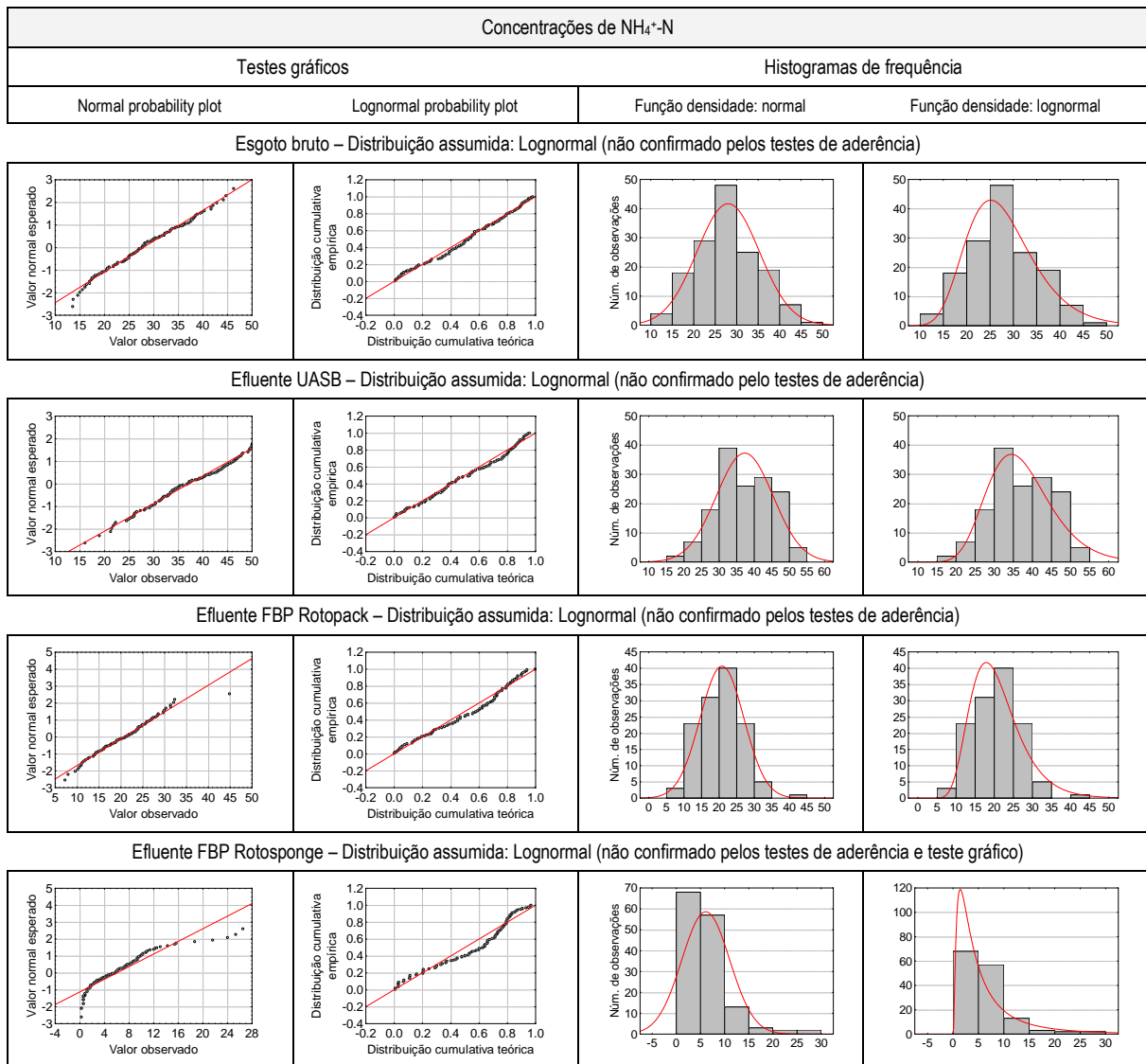


Figura 9.6. Testes gráficos normal e lognormal probability plot, e histograma de frequências para concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  no esgoto bruto e efluentes do reator UASB e FBPs.

A partir das informações da Tabela 9.4 e Figura 9.6, as concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  efluentes do sistema UASB/FBP-Rotopack e UASB/FBP-Rotosponge parecem não seguir uma distribuição lognormal. Em geral, as concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  efluentes do reator UASB ou UASB/FBP se ajustaram à distribuição normal (UASB/FBP-Rotopack), ou não se ajustaram à nenhuma das distribuições testadas (UASB/FBP-Rotosponge).

À princípio, as constatações acima mencionadas inviabilizariam o uso de ferramentas para análise de confiabilidade para  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Contudo, embora a hipótese de aderência à distribuição LogN tenha sido rejeitada em algumas situações (Tabela 9.4), as fugas à distribuição LogN parecem ter sido menos expressivas, em comparação às fugas em relação à distribuição normal (p.ex.: Fig. 9.4, efluente FBP-Rotopack e FBP-Rotosponge). Neste sentido,



optou-se pela utilização da análise de confiabilidade, com o objetivo de avaliar a robustez dos modelos nos casos em que os testes de aderência não confirmam o comportamento dos dados segundo uma distribuição lognormal, com fugas menos expressivas à distribuição LogN.

Com os testes de aderência, normalidade e análise gráfica, foi observado que:

- As concentrações de DQO, SST e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>N afluentes aos sistemas UASB/FBP (esgoto bruto) tenderam a seguir uma distribuição normal (DQO e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>N), ou não se ajustaram a nenhuma das distribuições investigadas (SST);
- As concentrações de DQO e SST efluentes dos reatores UASB e UASB/FBP investigados se ajustaram sistematicamente à distribuição lognormal;
- Os dados de concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>N efluentes do FBP-Rotopack se ajustaram a uma distribuição normal. Para o FBP-Rotosponge, os dados não se ajustaram a nenhuma das distribuições investigadas. No entanto, em ambos os casos, as fugas à distribuição lognormal não foram expressivas.

### 9.3.4 Coeficientes de confiabilidade (CDC)

A Tabela 9.5 apresenta os CVs e CDCs para DQO, SST e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N. A partir das médias aritméticas e coeficientes de variação (Tabela 9.3) foram obtidos os valores da variável normal central reduzida ( $Z_{1-\alpha}$ , dados não apresentados) correspondentes à probabilidade de não excedência de cada sistema ( $1-\alpha = 0,80; 0,95; 0,99$ ), e os respectivos CDCs. Os CDCs foram obtidos considerando os níveis de confiabilidade para o atendimento dos padrões de qualidade do efluente final definidos no item 9.2.4.

Tabela 9.5. Coeficientes de variação e de confiabilidade para os parâmetros DQO, SST e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

Tecnologias de tratamento	Coeficiente de confiabilidade (CDC)											
	DQO				SST				NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N			
	CV	80%	95%	99%	CV	80%	95%	99%	CV	80%	95%	99%
UASB	0.45	0.76	0.54	0.40	0.70	0.72	0.43	0.28	0.22	-	-	-
UASB/FBP-Rotopack	0.46	0.76	0.54	0.40	0.79	0.71	0.41	0.25	0.29	0.82	0.65	0.54
UASB/FBP-Rotosponge	<b>0.62</b>	0.73	<b>0.46</b>	<b>0.31</b>	0.76	0.71	0.41	0.26	<b>0.82</b>	<b>0.71</b>	<b>0.40</b>	<b>0.24</b>

CDCs obtidos considerando os padrões de qualidade do efluente final definidos para o presente estudo.

O CV e CDC em **negrito** apresentam-se consideravelmente acima dos valores obtidos para os demais cenários.

CDCs (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) não foram calculados para o reator UASB, uma vez que o sistema não destina-se à remoção de N-amoniacoal.

Em cada nível de confiabilidade para concentrações efluentes de DQO e SST observou-se que os CDCs foram semelhantes entre todos os sistemas em um nível de confiabilidade de 80%. Em níveis de confiabilidade entre 95-99% o sistema UASB/FBP-*Rotosponge* apresentou menores valores de  $CDC_{DQO}$ . Portanto, para DQO e SST os CDCs confirmam a potencialidade dos sistemas em manter uma estabilidade operacional similar a um nível de confiabilidade de 80%, ainda que o desempenho dos sistemas seja significativamente diferente em alguns casos (Figura 9.3). De fato, a análise de confiabilidade não permite avaliar as tecnologias de tratamento, sob a perspectiva de diferenças de desempenho, mas apenas sobre a sua estabilidade operacional.

Os sistemas UASB e UASB/FBP-*Rotopack* apresentaram  $CDC_{DQO}$  e  $CDC_{SST}$  similares em todos os níveis (80-99%). Tal constatação é sempre esperada pela estrita correlação entre respostas do sistema UASB/FBP em função de concentrações efluentes de  $DQO_{UASB}$  e  $SST_{UASB}$ , quando o FBP é preenchido com meio suporte de adesão estritamente superficial.

Com relação às concentrações de  $NH_4^+-N$ , os CDCs para o sistema UASB/FBP-*Rotopack* foram maiores do que os CDCs para o sistema UASB/FBP-*Rotosponge* (Tabela 9.5). Oliveira e von Sperling (2008) apresentaram uma extensiva investigação sobre a confiabilidade de tecnologias de tratamento em escala plena. Neste estudo, foi observado que os sistemas de lodos ativados via de regra apresentaram elevados CVs e, portanto, baixos CDCs. Os autores atribuíram tal fato às baixas concentrações efluentes observadas para os constituintes investigados (entre os quais inclui-se, DQO, SST e NT). Em vários casos, as concentrações efluentes foram menores do que o desvio padrão, resultando frequentemente em CVs maiores que 1. Portanto, a combinação entre um desvio padrão de maior magnitude e baixas concentrações efluentes resultaram em um elevado CV e baixos CDCs para sistemas apresentando maior potencial de remoção de um determinado constituinte.

Na presente pesquisa, foram observados baixos  $CDC_{DQO}$  e  $CDC_{NH_4-N}$  (níveis de confiabilidade: 95 e 99%) para o sistema UASB/FBP-*Rotosponge*, mesmo com baixas concentrações médias efluentes de DQO e  $NH_4^+-N$ . Portanto, as concentrações efluentes de DQO e  $NH_4^+-N$  do sistema UASB/FBP-*Rotosponge* consistentemente abaixo das metas de qualidade de 180  $mgDQO.L^{-1}$  e 20 $mgN.L^{-1}$  não corresponderam a elevados CDCs, em virtude de um elevado desvio padrão em relação às respectivas médias aritméticas.

Sob o ponto de vista do processo de tratamento, por qual motivo um sistema com concentrações efluentes consistentemente abaixo de um padrão de lançamento possuiria baixos CDCs? Tal caso merece maior aprofundamento, uma vez que menores CDCs podem conduzir a menores concentrações de projeto e operação para menores probabilidade de falha. Adicionalmente, o decréscimo dos CDCs com o aumento de CVs e níveis de confiabilidade foi sistematicamente observado neste estudo. Tal comportamento é comumente verificado para CVs menores que 1, em níveis de confiabilidade  $(1-\alpha)$  entre 0,80 e 0,99.

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

A Tabela 9.6 apresenta as concentrações médias de projeto e operação obtidas a partir dos CDCs e padrões de lançamento para DQO, SST e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Com as condições operacionais definidas no presente estudo, o modelo de confiabilidade indicou que tais tecnologias poderiam ser projetadas para produzir efluentes com concentrações médias de DQO e SST semelhantes em um nível de confiabilidade de 80% (DQO) e 80-99% (SST). Para um nível de confiabilidade de 80% no atendimento aos padrões  $180\text{mgDQO.L}^{-1}$  e  $100\text{mgSST.L}^{-1}$ , as concentrações efluentes de projeto e operação devem estar entre  $130\text{-}140\text{ mgDQO.L}^{-1}$  e  $70\text{ mgSST.L}^{-1}$ , respectivamente. Em níveis de confiabilidade mais elevados (p.ex.: 95%) as concentrações efluentes devem estar entre  $80\text{-}100\text{ mgDQO.L}^{-1}$  e  $40\text{ mgSST.L}^{-1}$ . Neste caso, somente o sistema UASB/FBP-*Rotosponge* atenderia a uma probabilidade de falha  $\leq 5\%$ .

Com relação aos reatores UASB, dificilmente as concentrações de  $70\text{-}140\text{ mgDQO.L}^{-1}$  (nível de confiabilidade: 99-80%, respectivamente) seriam alcançadas com tempos de detenção hidráulica ( $\text{TDH}_{\text{UASB}}$ ) de 7-9 horas. Tal afirmativa é baseada em experiências práticas de operação de reatores UASB tratando esgotos domésticos. A mesma perspectiva aplica-se ao parâmetro SST, dadas as baixas concentrações de projeto e operação requeridas para a meta de  $100\text{ mgSST.L}^{-1}$  em níveis de confiabilidade de 95 e 99%. O cenário assume condições ainda mais críticas, caso o regime hidráulico de operação seja variável ao longo do dia. Portanto, os padrões  $180\text{ mgDQO.L}^{-1}$  e  $100\text{ mgSST.L}^{-1}$  a níveis de confiabilidade de 80 a 99% (DQO) e 95 a 99% (SST) parecem ser restritivos, e o pós-tratamento faz-se necessário com  $\text{TDH}_{\text{UASB}} 8,5\text{-}9,0\text{h}$ .

Tabela 9.6. Concentrações médias de projeto e operação para DQO, SST e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

Tecnologias de tratamento	Concentrações médias de projeto e operação ( $m_x$ )											
	DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) (Padrão de lançamento - $X_s$ : 180 $\text{mg.L}^{-1}$ )				SST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) (Padrão de lançamento - $X_s$ : 100 $\text{mg.L}^{-1}$ )				$\text{NH}_4^+\text{-N}$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) (Padrão de lançamento - $X_s$ : 20 $\text{mg.N.L}^{-1}$ )			
	Media $_{obs}$	80%	95%	99%	Media $_{obs}$	80%	95%	99%	Media $_{obs}$	80%	95%	99%
UASB	170	138	97	73	60	72	43	28	37	-	-	-
UASB/FBP- <i>Rotopack</i>	112	137	96	72	61	71	41	25	21	16	13	11
UASB/FBP- <i>Rotosponge</i>	58	131	83	56	22	71	41	26	6	14	8	5

Media $_{obs}$ : Média aritmética observada a partir dos dados de monitoramento.

As concentrações médias de projeto e operação foram obtidas por:  $m_x = (\text{CDC}) X_s$ .

As concentrações de projeto e operação ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) não foram calculados para o reator UASB, pois o sistema não destina-se à remoção de N-amoniacoal.

Considerando FBP-*Rotopack* como pós-tratamento, pode ser observado que as concentrações médias de projeto e operação foram superiores às concentrações médias observadas (média $_{obs}$ ) para DQO e SST a um nível de confiabilidade de 80%. Assim sendo, para  $P(x \leq X_s = 0,80)$ , o sistema UASB/FBP-*Rotopack* alcançaria um desempenho adequado, frente aos padrões de lançamento de 180  $\text{mgDQO.L}^{-1}$  e 100  $\text{mgSST.L}^{-1}$ . Para níveis de confiabilidade de 95 e 99%, outras condições de projeto e operação necessitariam ser verificadas.

Para o FBP-*Rotosponge* como pós-tratamento, um desempenho adequado para as concentrações de DQO ocorreria em todos os níveis de confiabilidade. Da mesma forma, o sistema UASB/FBP-*Rotosponge* apresentou uma notável potencialidade em todos os níveis de confiabilidade em relação ao parâmetro SST, com menos de 1% de probabilidade de falha. Portanto, em sistemas UASB/FBP operando sem a etapa de decantação secundária, o uso de espumas de poliuretano como material suporte parece ser uma potencial alternativa no atendimento de padrões de SST a elevados níveis de confiabilidade (95 e 99%).

Com relação às concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (padrão de lançamento: 20 $\text{mgN.L}^{-1}$ ), o FBP-*Rotopack* não apresentou atendimento adequado em nenhum dos níveis de confiabilidade. Considerando as condições impostas, o sistema teria que ser dimensionado para produzir um efluente com concentrações médias de 16 a 11  $\text{mgN.L}^{-1}$ . Para o atendimento adequado ao padrão de 20 $\text{mgN.L}^{-1}$  as COVs aplicadas ao FBP-*Rotopack* necessitam ser reduzidas visando maior nitrificação no sistema, ou outras estratégias operacionais (p.ex.: recirculação do efluente final) devem ser avaliadas para maiores taxas de nitrificação em FBPs pós-reatores UASB.

O sistema FBP-*Rotosponge* apresentou potencialidade superior para o atendimento do padrão de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , aos níveis de confiabilidade avaliados. Ainda que os CDCs associados ao sistema UASB/FBP-*Rotosponge* tenham sido notavelmente reduzidos, sobretudo para os níveis de confiabilidade de 95 a 99% (Tabela 9.5), um bom desempenho foi obtido pelo referido sistema, dada as baixas concentrações efluentes observadas ao longo do período operacional.

Considerando as condições operacionais impostas aos sistemas UASB/FBP, a probabilidade de falha no atendimento ao padrão de  $20\text{mgN.L}^{-1}$  seria de aproximadamente 50% (dado não apresentado) para o FBP-*Rotopack* e de 3% para o FBP-*Rotosponge* (interpolando concentrações de projeto e operação 95-99%).

### 9.3.6 Percentual esperado de atendimento às metas de lançamento

A Tabela 9.7 apresenta os percentuais de atendimento esperados e efetivamente obtidos, considerando casos descritos na metodologia: Caso 1 - comparação entre percentuais esperados e efetivamente obtidos no período operacional investigado; Caso 2 - comparação entre os percentuais esperados obtidos com dados referentes ao período investigado e percentuais efetivamente observados em um período operacional subsequente.

Tabela 9.7. Percentuais de atendimento à metas de lançamento esperados e efetivamente observados para DQO, SST e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

Tecnologias de tratamento	DQO (%) (Padrão de lançamento - Xs: $180\text{mg.L}^{-1}$ )			SST (%) (Padrão de lançamento - Xs: $100\text{mg.L}^{-1}$ )			$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (%) (Padrão de lançamento - Xs: $20\text{mgN.L}^{-1}$ )		
	Esperado	Efetivamente observado		Esperado	Efetivamente observado		Esperado	Efetivamente observado	
		Caso 1	Caso 2		Caso 1	Caso 2		Caso 1	Caso 2
UASB	64	65	<b>97</b>	87	92	<b>100</b>	-	-	-
UASB/FBP- <i>Rotopack</i>	90	90	96	85	89	<b>100</b>	50	50	<b>21</b>
UASB/FBP- <i>Rotosponge</i>	99	97	100	100	99	100	98	98	100

Os resultados em **negrito** referentes ao caso 2 apresentam-se consideravelmente diferentes dos valores esperados e efetivamente observados no caso 1.

*Caso 1. Comparação entre percentuais esperados e efetivamente obtidos no período operacional investigado.*

Foi observada uma notável consonância entre os percentuais de atendimento esperados e efetivamente observados. Cabe reiterar que durante a verificação da aderência dos dados às distribuições normal e lognormal foi constatado que as concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  do reator UASB, UASB/FBP-*Rotopack* e UASB/FBP-*Rotosponge* não se ajustaram à distribuição LogN, o que, à princípio, inviabilizaria a utilização do modelo para projeções de desempenho em relação ao parâmetro  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Portanto, os resultados obtidos sugerem que o modelo de

confiabilidade pode ser robusto o suficiente para ser utilizado quando a distribuição dos dados indiquem fugas não expressivas da distribuição lognormal.

Complementarmente, a Figura 9.7 apresenta os percentis efetivamente observados para DQO, SST e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Foi constatado um elevado percentual de atendimento ao padrão de  $180 \text{ mgDQO.L}^{-1}$  e  $100 \text{ mgSST.L}^{-1}$  pelo sistema UASB/FBP (Figura 9.7a e 9.7b), indicando a potencialidade de sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários para adequação de efluentes a padrões de lançamento menos restritivos. O atendimento ao padrão de  $180 \text{ mgDQO.L}^{-1}$  (Figura 9.7a) foi relativamente baixo pelo sistema UASB (65%), quando comparado aos sistemas UASB/FBP-*Rotopack* (90%) e UASB/FBP-*Rotosponge* (99%).

Para concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (Figura 9.7c), observou-se que 50% dos dados provenientes do sistema UASB/FBP-*Rotopack* estiveram abaixo de  $20 \text{ mgN.L}^{-1}$ , enquanto que para o sistema UASB/FBP-*Rotosponge* 98% das concentrações efluentes atenderam ao referido padrão. Como esperado, tal resultado é consonante com o nível de confiabilidade apresentado na Tabela 9.6.

Portanto, com base no modelo de confiabilidade e nos percentuais de atendimento efetivamente observados, ambas as tecnologias (UASB e UASB/FBP) podem atingir desempenhos consistentemente adequados para o atendimento ao padrão de  $100 \text{ mgSST.L}^{-1}$ . Contudo, o atendimento aos padrões de  $180 \text{ mgDQO.L}^{-1}$  e  $20 \text{ mgN.L}^{-1}$  com probabilidades de falha  $\leq 5\%$  são consistentemente alcançados apenas com o uso do sistema UASB/FBP-*Rotosponge*.

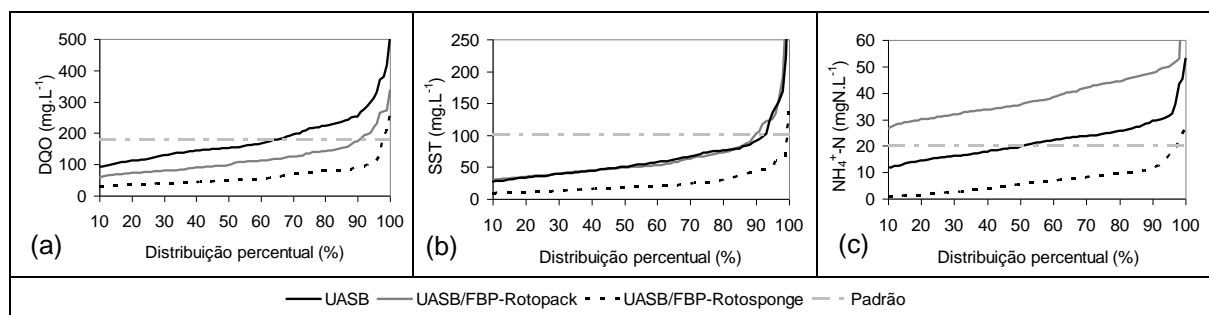


Figura 9.7. Percentis de concentrações efluentes efetivamente observadas para DQO, SST e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

*Caso 2. Comparação entre os percentuais esperados obtidos com dados referentes ao período investigado e percentuais efetivamente observados em um período operacional subsequente.*

Como mostra a Tabela 9.7, foram observados desvios entre percentuais de atendimento esperados e efetivamente observados, com relação às concentrações efluentes de DQO do reator UASB, concentrações efluentes de SST dos sistemas UASB e UASB/FBP-Rotopack, e concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  do sistema UASB/FBP-Rotopack. Tais desvios podem estar associados à menor quantidade de dados (Figura 9.2) para a implementação dos estudos no *caso 2*, bem como a procedimentos operacionais distintos (p.ex.: gerenciamento do lodo anaeróbio) na respectiva etapa. Recomenda-se que investigações desta natureza sejam efetuadas com um maior número de dados (p.ex.: dados referentes a um ano de operação) para o período operacional subsequente ao período do qual foram extraídos as médias e CVs para a determinação de  $Z_{1-\alpha}$ , e os valores de probabilidade cumulativa ( $1-\alpha = \text{confiabilidade}$ ) da distribuição normal padronizada (distribuição Z).

## 9.4 Conclusões

Considerando as condições operacionais observadas no transcurso da pesquisa conclui-se que:

- O modelo de confiabilidade pode ser empregado mesmo quando o ajuste à distribuição lognormal não é inteiramente comprovado, desde que os testes gráficos indiquem fugas não expressivas a esta distribuição.
- Os CDCs obtidos confirmaram a potencialidade dos sistemas UASB e UASB/FBP em manter estabilidade operacional similar para DQO e SST, ainda que os desempenhos dos sistemas sejam diferentes entre si.
- Os padrões de lançamento de  $180 \text{ mgDQO.L}^{-1}$  e  $100 \text{ mgSST.L}^{-1}$  a níveis de confiabilidade de 80 a 99% (DQO) e 95 a 99% (SST) mostraram ser restritivos para o reator UASB, havendo a necessidade de pós-tratamento para o atendimento dos respectivos padrões, caso seja mantido o  $\text{TDH}_{\text{UASB}}$  entre 8,5 e 9,0 h.
- Para sistemas UASB/FBP operando sem a etapa de decantação secundária, o uso de espumas de poliuretano como material suporte parece ser uma potencial alternativa de aprimoramento tecnológico de sistemas UASB/FBP, principalmente no atendimento dos padrões  $100 \text{ mgSST.L}^{-1}$  e  $20 \text{ mgN.L}^{-1}$ , a elevados níveis de confiabilidade (95 a 99%).

- Caso seja adotada a alternativa UASB/FBP-*Rotosponge*, o atendimento a padrões de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  parece ser alcançado com menores probabilidades de falha (3%), em comparação com UASB/FBP-*Rotopack* (probabilidade de falha: 50 %).

### **9.5 Futuras investigações**

Torna-se significativo ressaltar que os sistemas UASB e UASB/FBP foram submetidos à vazão praticamente constante durante o período operacional investigado. Para a avaliação da real confiabilidade das tecnologias de tratamento, sugere-se que os sistemas sejam submetidos ao efeito de um hidrograma típico de vazões. Neste caso, a estabilidade do sistema deve ser também analisada.



## 10 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir da operação de longo termo de sistemas UASB/FBP preenchidos com meio suporte vertical plástico e meio suporte baseado em espumas de poliuretano foi possível observar que tais sistemas podem ser aprimorados com a retenção intersticial de micro-organismos em meios porosos. No entanto, considerando as condições operacionais impostas, o estudo indicou potencialidade para a simplificação operacional de sistemas UASB/FBP, mesmo com o uso de meios verticais plásticos, quando a nitrificação não é desejada. A eficiência de remoção de DBO e DQO solúvel reforça o seu potencial para o polimento de efluentes de reatores UASB. Ademais, estudos com FBPs pós-UASB mostram a aplicabilidade de meios verticais plásticos, com o uso de decantadores secundários.

Em termos de remoção de matéria orgânica, o uso de espumas de poliuretano foi essencial para reduções mais expressivas de concentrações de DBO, DQO e SST. O melhor desempenho do sistema UASB/FBP-*Rotosponge* é atribuído ao maior TDH e idade do lodo no FBP, uma vez que boa parte da matéria orgânica biodegradável foi removida na etapa anaeróbia. Adicionalmente, a transformação de componentes particulados na espuma de poliuretano parece influenciar o desempenho do sistema UASB/FBP, principalmente para elevados níveis de confiabilidade. Neste sentido, o sistema UASB/FBP-*Rotosponge* apresentou notáveis resultados, com menos de 1% de probabilidade de violação ao padrão de SST.

Em sistemas UASB/FBP sem a etapa de decantação secundária, o uso de espumas de poliuretano parece ser uma potencial alternativa para obtenção de elevados níveis de confiabilidade (95-99%). No entanto, cabe ressaltar que a análise de confiabilidade confirmou a potencialidade dos sistemas UASB e UASB/FBP em manter estabilidade operacional similar para DQO e SST ainda que o desempenho dos sistemas sejam diferentes entre si, um aspecto associado ao gerenciamento do lodo anaeróbio no reator UASB.

O uso de espumas de poliuretano como meio suporte reduziu a influência de transientes hidráulicos para concentrações efluentes de  $DQO_{total}$  e SST do FBP pós-reator UASB, indicando uma maior robustez do sistema à elevações de vazão. No entanto, as concentrações efluentes de SST dos sistemas UASB/FBP-*Rotopack* e UASB/FBP-*Rotosponge* estiveram próximas durante o transiente hidráulico aplicado no sistema UASB/FBP, sendo necessárias investigações com CO afluentes mais elevadas.

Em termos de remoção de N-amoniaco nos FBPs, o uso de espumas de poliuretano foi definitivamente necessário para a redução de probabilidades de falha (de 50% para 3%) e estabilização do processo de nitrificação em etapas pós-transientes de vazão. No FBP preenchido com meio plástico (*Rotopack*) foi observado que o aumento de tensões de cisalhamento influenciou a atividade nitrificante no sistema. A variação de concentrações de  $\text{NO}_2^-$ -N, embora de baixa magnitude, sugere que o aumento da TAS pode provocar perdas de biomassa nitrificante e alterações na produção de  $\text{NO}_x$ -N em uma operação de longo termo.

No FBP preenchido com espumas de poliuretano a nitrificação parece ter sido menos afetada em momentos pós-transientes. Contudo, as variações diárias no aporte de sólidos a um FBP com espumas de poliuretano (por aumento da velocidade ascensional no reator UASB) pode influenciar o processo de nitrificação em uma operação de longo termo. Assim, a operação em vazão variável é fundamental para a avaliação dos impactos do aumento diário de vazão nas transformações de constituintes no FBP com espuma de poliuretano.

As diferenças de constituição e configuração entre os meios suportes de adesão estritamente superficial de biomassa (*Rotopack*) e de retenção intersticial de biomassa (*Rotosponge*) influencia a disponibilidade de constituintes orgânicos e inorgânicos ao longo dos FBPs, induzindo a uma especialização de populações de AOB. A maior estratificação de espécies de AOB observada com o uso de meio suporte baseado em espumas de poliuretano pode ser um importante fator para a maior robustez no processo de nitrificação, tendo em vista que as populações de AOB adaptaram-se a distintas condições em termos de disponibilidade de substratos ao longo do volume reacional.

Pela limitação de substratos e elevadas taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+$ -N no FBP preenchido com espuma de poliuretano, a redução de cargas orgânicas aplicadas pode não resultar em maior atividade nitrificante no sistema. No entanto, tal aspecto apenas assumiria maior importância para padrões de lançamento mais restritivos. As limitações de substratos em porções inferiores do FBP-*Rotosponge* durante o período operacional, reforçadas pela redução da intensidade de bandas de DGGE, indicam uma menor relevância do referido volume reacional para a melhoria de qualidade do efluente em termos de  $\text{NH}_4^+$ -N. Assim, o volume de espuma utilizado pode ser um foco para futuras investigações e otimização do biorreator.

Torna-se importante ressaltar que mesmo com o uso de espumas de poliuretano como meio suporte, a influência de predadores pode ser um fator para a atividade nitrificante. Assim, a recirculação do efluente foi uma importante alternativa para a eliminação de tais organismos e manutenção de taxas de nitrificação.

Em condições de baixas cargas orgânicas aplicadas, a recirculação do efluente não resultou em incrementos de remoção de nitrogênio total no FBP com espuma de poliuretano, ao contrário das expectativas. Tais resultados sugerem que as relações N/DQO ao longo do reator, juntamente com a baixa biodegradabilidade dos componentes orgânicos, parecem influenciar a desnitrificação heterotrófica em FBPs pós-reactores UASB. Neste caso, os produtos orgânicos associados à respiração endógena podem não ser fontes potenciais de doadores de elétrons, um aspecto que merece investigação. As relações  $\text{gCaCO}_3\text{consumida}/\text{gNH}_4^+\text{-N}_{\text{oxidado}}$  em torno de 7,0 são uma evidência de que a desnitrificação heterotrófica pode não ser o único mecanismo relevante na remoção de N em FBPs preenchidos com espumas de poliuretano.

Para um maior aprofundamento nas investigações de mecanismos em FBPs pós-reactores UASB propõe-se o uso de modelos matemáticos. Tal ferramenta pode contribuir para uma melhor compreensão de processos intrínsecos do sistema, bem como apoiar a otimização de FBPs preenchidos com meios suportes baseados em espumas de poliuretano.

## 11 RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados experimentais obtidos recomenda-se a continuidade dos estudos considerando as seguintes linhas de investigação:

- Os sistemas UASB/FBP devem ser investigados considerando as variações diárias de vazão. Os resultados obtidos com transientes hidráulicos indica a possibilidade de comportamentos distintos do observado em sistemas operando em regime de vazão constante. Em FBPs com meios suportes de aderência estritamente superficial a elevação de vazões parece alterar a estrutura microbiana de biofilmes, o que pode resultar em diferentes taxas de nitrificação aparente. Em FBPs preenchidos com meios suportes baseados em espumas de poliuretano a elevação do aporte de SSV à etapa de pós-tratamento pode alterar o processo de nitrificação em uma operação de longo termo pela elevação de concentrações de  $DQO_{\text{solúvel}}$  no sistema, ou até mesmo promover acúmulos indesejáveis de sólidos.
- Há a necessidade da aplicação de transientes hidráulicos em períodos com maiores cargas orgânicas, de forma a avaliar a capacidade do meio suporte *Rotosponge* em reduzir a influência do transiente hidráulico para concentrações efluentes de matéria orgânica em tais condições.
- *Reatores UASB*: embora as boas práticas de operação possam conduzir a um efluente com menores concentrações de sólidos, as estratégias para redução do impacto de variação de vazões na qualidade do efluente final pode potencializar operação de sistemas UASB/FBP sem decantadores secundários, bem como o uso de meios suportes com espumas de poliuretano. A previsão de decantadores lamelares nos reatores UASB pode ser uma alternativa.
- Para o FBP-*Rotopack*, novas estratégias operacionais devem ser investigadas. O excelente molhamento do material (observação visual) não correspondeu a uma adequada remoção de  $NH_4^+-N$  para as condições operacionais investigadas, indicando uma restrição para o estabelecimento de micro-organismos nitrificantes.
- As tendências de desempenho entre FBPs pós-reatores UASB devem ser estudados com o uso de modelos matemáticos, objetivando capturar importantes interações entre mecanismos de conversão de componentes orgânicos e inorgânicos nitrogenados nos sistemas.
- A remoção de nitrogênio nos FBPs, suas principais rotas e limitações devem ser estudadas em maior profundidade para o aprimoramento do sistema para a desnitrificação.

## 12 REFERÊNCIAS

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, nº 1, p.115-122, 1998.

AHN, Y. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*. v. 41, p1709–1721, 2006.

ALÉM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E.P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: uma análise crítica. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coordenador). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. PROSAB/FINEP, 1ª ed. Rio de Janeiro: Segrac, 2001. 544 p.

ALMEIDA, PAULO GUSTAVO SERTÓRIO. 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. 2007.156f. Dissertação de mestrado (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/trickling filter systems for the treatment of domestic wastewater in small communities in Brazil. *Water Science and Technology*. v. 59, nº7, p1431-1439, 2009.

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 – in press*.

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 Sanitária e ambiental-ABES*, v. 16, nº.2, p.281-290, 2011.

ALAERTS, G.J.; VEESTRA. S.; BENTVELSEN, M.; VAN DUIJL, L.A. Feasibility of anaerobic sewage treatment in sanitation strategies in developing countries. *Water Science & Technology*, v. 42, nº 3-4 , p 83-88, 2000.

ALBERTSON, O.E. Excess biofilm control by distributor-speed modulation. *Journal of environmental engineering*. v. 121, nº4, 330-335, 1995.

ALBERTSON, O.E.; ECKENFELDER, W.W. Analysis of process factors affecting plastic media trickling filter performance. *Proceeding of the Second International Conference on Fixed-film Biological Processes*, Washington, D.C. apud WEF, Water Environment Federation. *Wastewater treatment plant design*. 1ª ed. Alexandria: IWA publishing, 2003.

ANDERSON, B.; ASPERGREN, H.; PARKER, D.S; LUTZ, M.P. High rate nitrifying trickling filters. *Water Science and Technology*, v. 29, nº10-11, p 47-52, 1994.

ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos de esgotos: tratamento e disposição final* . 1ª ed. Belo Horizonte: Segrac, 2001. 484 p.

AQUINO, S.F.; STUCKEY, D.C. Integrated model of the production of soluble microbial products (SMP) and extracellular polymeric substances (EPS) in anaerobic chemostats during transient conditions. *Biochemical Engineering Journal*. 38, p 138-146, 2008.

AQUINO, S.F.; GLORIA, R.M.; SILVA, S.Q.; CHERNICHARO, C.A.L. Quantification of the Inert Chemical Oxygen Demand of Raw Wastewater and Evaluation of Soluble Microbial Product Production in Demo-Scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors under Different Operational Conditions. *Water Environment Research*. vol. 81. 2009.

- ARAKI, N.; OHASHI, A.; MACHDAR, I.; HARADA, H. Behaviour of nitrifiers in a novel biofilm reactor employing hanging sponge-cubes as attachment site. *Water Science and Technology*. v. 39, n°7, p23-31, 1999.
- BALAKRISHNAN, S.; ECKENFELDER, W.W. Nitrification relationships in biological treatment process-II. Nitrification in trickling filters. *Water Research*, v.3(2), p 167-174, 1969.
- BARNES, D.; BLISS, P.J. *Biological Control of nitrogen in wastewater treatment*. London: E&F.N. Spon Ltd, 1983. 146 p.
- BIESTERFELD, S.; FARMER, G.; RUSSEL, P.; FIGUEROA, L. Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity. *Water Environmental Research*. v. 75, n. 24, p. 196-204, 2003.
- 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.
- BISHOP, P.L.; ZHANG, T.C.; FU, Y.C. Effects of biofilm structure, microbial distributions and massa transport on biodegradation processes. *Water Science and Technology*. 31(1), 143-152.
- BOLLER, M.; GUJER W.; TSCHUI M.. Parameters affecting nitrifying biofilm reactors, *Water Science and Tecnology*, v. 29, n°10-11, p1-11, 1994.
- BOLTZ, J.P.; MORGENROTH, E.; BROCKMANN, D.; BOTT, C.; GELLNER, W.J.; VANROLLEGEM. Sistematic evaluation of biofilm models for engineering practice: components and critical assumptions. *Water Science and Technology*, v. 64, n°4, p930-944, 2011.
- BROWN & CALDWELL. Converting rock trickling filters to plastic media. USEPA. Cincinnati, 1980.
- BRUCE, A.M.; MERKENS, J.C. Recent studies of high-rate biological filtration. *Water Pollution Control*, v. 69, p.113-148, 1970.
- CAMPOS, J.R.. (coordenador). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. PROSAB/FINEP, 1ª ed. Rio de Janeiro: Segrac, 1999. 464 p.
- CHERNICHARO, C.A.L., ALMEIDA, P.G.S. Feasibility of UASB/trickling filter systems without final clarifiers for the treatment of domestic wastewater in small communities in Brazil. *Water Science and Technology*. 64(6), p 1347-1354, 2011.
- CHERNICHARO, C. A. L. ; SOUZA, Cláudio Leite de ; ALMEIDA, Paulo Gustavo Sertorio. Meio suporte para filtro biológico percolador. 2007.
- CHERNICHARO.C.A.L.; VON SPERLING, M.; MONTEIRO, T.A.S. Evaluation of post-treatment alternatives for effluents from the UASB reactors of Onça Sewage Treatment Plant (Belo Horizonte-Brazil). In: VIII TALLER Y SIMPOSIO LATINO AMERICANO SOBRE DIGESTION ANAEROBIA, Punta del Este, Uruguay: IWA, 2005.
- CHERNICHARO. C.A.L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environment Science and Bio/Tecnology*, n°5, p 73-92, 2006.
- 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. *Wat. Sci. And Technology*, Vol. 22, No 1/2, pp. 475 – 482, 1990.
- COSTA, E.; PÈREZ, J.; KREFT, J. Why is metabolic labour divided in nitrification? *TRENDS in Microbiology*. v. 14, n°5, p 213-219, 2006.

- CRISTIANO FRADE, EMERSON. Concepção e avaliação de desempenho de um sistema compacto reator UASB/filtro biológico percolador utilizado para o tratamento de esgotos sanitários. 2003.107 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- DAIGGER, G.T.; HEINEMANN, T.A.; LAND, G.; WATSON, R.S. Practical experience with combined carbon oxidation and nitrification in plastic media trickling filters. *Water Science and Technology*. v. 29, nº10-11, p189-196, 1994.
- DE SILVA, D.G.V.; RITTMANN, B.E. Nonsteady-state modeling of multispecies activated-sludge processes. *Water Environment research*. v.72, nº 5, p. 564-565, 2000.
- DIAS, P.M.; JIN, J. *Radiotracer residence time distribution method for industrial and environmental applications*. IAEA, Austria, 2008, 153p.
- DORIAS, B.; BAUMANN, P. Denitrification in trickling filters. *Water Science and Tecnology*, v. 30, nº 6, p.181-184, 1994.
- DUDDLES, G.A.; RICHARDS, S.E. e BARTH, E.F.. Plastic-medium trickling filters for biological nitrogen control. *Journal of water pollution control federation*. v. 46, n. 10, p. 2327-2339, 1974.
- FIGUEROA, L.; SILVERSTEIN, J. The effect of particulate organic matter on Biofilm nitrification. *Water Environment Research*. v. 64, p 728, 1992.
- FLEMMING, H.; WINGENDER, J. The crucial role of extracellular polymeric substances in biofilms. In: WUERTZ, S.; BISHOP, P.; WILDERER, P. *Biofilms in wastewater treatment: An interdisciplinary approach*. IWA publishing, 2003, 400 p.
- GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C.A.L.; NETO, C.O.A., SOBRINHO, P.A.; 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*. PROSAB/FINEP, 1ª ed. Rio de Janeiro: Segrac, 2001. 544 p.
- GRADY, C.P.L.J.; LIM, H.C. *Biological Wastewater Treatment: Theory and Applications*. New York: Marcel Dekker Inc, 1980. 964 p.
- GRAY,N.F. *Biology of wastewater treatment*. London: Imperial College Press, 2004. 1420p.
- GUJER, W.; BOLLER, M. Design of a nitrifying trickling filter based upon theoretical concepts. *Water Research*, 1986.
- HARRISON, R.J.; DAIGGER, G.T. A comparison of trickling filter media. *Journal of Water Pollution Control Federation*. v.59, nº7, 679-685, 1987.
- IWAI, S.; KITAO, T. *Wastewater treatment with microbial films*. Technomic publishing Co, Lancaster, EUA, 1994, 184p.
- KASBAN, H.; ZAHAN, O.; ARAFA, H.; EL-KORDY, M.; ELARABY, S.M.S.; EL-SAMIE, F.E. Laboratory experiments and modeling for industrial radiotracer applications. *Applied Radiation and Isotopes*. v.68, 1049-1056, 2010.
- KASSAB, G.; HALALSHEH, M.; KLAPWIJK, A.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J.B. Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater – A review. *Bioresource Technology* , v. 101, n. 10, p. 3299-3310, 2010.
- KOOPS, H.P; POMMERENING-RÖSER, A. Distribution and ecophysiology of the nitrifying bacteria emphasizing cultured species. *FEMS Microbiology ecology*. v.37 (1-9), 2001.
- LAM, P.; KUYPERS, M.M. Microbial Nitrogen Cycling processes in oxygen minimum zones. *Annual Review of Marine Science*, v.3 317-345, 2011.

- LAWRENCE, J.R.; WOLFAARDT, G.M., KORBER, D.R. Determination of diffusion coefficients in biofilmes by confocal laser microscopy. *Applied and Environmental Microbiology*. v.60: 1166-1173, 1994.
- LASPIDOU, C. S.; RITTMANN, B.E. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. *Water Research*. v.36. p.2711-2720, 2002.
- LASPIDOU, C. S.; RITTMANN, B.E. Non-steady state modeling of extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. *Water Research*. v.36. p.1983-1992, 2002.
- LASPIDOU, C. S.; RITTMANN, B.E. Modeling the development of biofilm density including active bacteria, inert biomass, and extracellular polymeric substances. *Water Research*. v.38. p.3349-3361, 2004.
- LESSARD, P.; LE BIHAN, Y. Fixed film process. In: MARA, D.; HORAN, N. *The handbook of water and wastewater microbiology*. Elsevier, 2003. 819 p.
- LEE, N.M.; WELANDER, T. Influence of predators on nitrification in aerobic biofilms processes. *Water Science and Technology*. v.29, nº7, p.355-363, 1994.
- LEVENSPIEL, O. Chemical Reaction Engineering. John Hiley & Sons, Inc. New York, 665p. 1998.
- LEWANDOWISKY, Z.; STOOLEY, P.; ALTOBELLI, S.; FUKUSHIMA, E. Hidrodinamics and kinetics in biofilm systems-recent advances and new problems. *Water Science and Technology*. v.29, nº10-11, p.223-229, 1994.
- LOBATO, Livia Cristina da Silva. Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores uasb tratando esgoto doméstico. 2011. 174f. Tese de doutorado (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- LOGAN, B.E. Engineering implication of a new trickling filter model. *Journal of Water Pollution Control Federation*. v.59, 1017, 1987.
- MacCONNELL, E.F.A.; ALMEIDA, P.G.S.; ZERBINI, A.M.; BRANDT, E.M.F.; ARAÚJO, J.C.; CHERNICHARO, C.A.L.. Diversity and dynamics of ammonia-oxidizing bacteria community in a sponge-based trickling filter treating effluent from an UASB reactor. In: anais do X Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion (DAAL - IWA), Ouro Preto, 2011.
- MACHDAR, I.; SEKIGUCHI, Y.; SUMINO, H; HARADA, H. a novel and cost-effective sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and aerobic port-treatment units for developing countries. *Water Science and Tecnology*, v. 36, nº 12, p. 189-197, 1997.
- MACHDAR, I.; HARADA, H; OHASHI, A.; SEKIGUCHI, Y.; OKUI, H.; UEKI, K.. Combination of UASB reactor and curtains type DHS (downflow hanging sponge) reactor as a cost effective sewage treatment system for developing countries. *Water Science and Tecnology*, v. 42, nº 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. 2011, 1043p.
- MALINA J.F. *Design guides for biological wastewater treatment processes*. Environmental Protection Agency Water Pollution Control Research. Report nº 11010 ESQ 08/71, 1971 *apud* GRADY, C.P.L.J.; LIM, H.C. *Biological Wastewater Treatment: Theory and Applications*. New York: Marcel Dekker Inc, 1980. 964 p.
- MAHMOUD, M.; TAWFIK, A.; EL-GOHARY. Use of down-flow hanging sponge (DHS) reactor as a promising post-treatment system for municipal wastewater. *Chemical Engeneering Journal*, v. 168, nº2, p. 535-543, 2011.



- MANSUR AISSE, MIGUEL. Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. 2002. 284 f. tese de doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- MATSUMOTO, S.; KATOKU, M.; SAEKI, G TERADA, A.; YOSHITERU, A.; TSUNEDA, S.; PICIOREANU, C.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Microbial community structure in autotrophic nitrifying granules characterized by experimental and simulation analyses. *Environmental Microbiology*, 12(1), p. 192-206, 2010.
- MELO, L.F. Biofilm formation and its hole in fixed film process. In: MARA, D.; HORAN, N. *The handbook of water and wastewater microbiology*. Elsevier, 2003. 819 p.
- MELO, L.F. Biofilm physical structure, internal diffusivity and tortuosity. *Water Science & Technology*, v. 52, n° 7, p 77-84, 2005.
- MERKEY, B.V., RITTMANN, B.E., CHOPP, D.L. Modeling how soluble microbial products (SMP) support heterotrophic bacteria in autotroph-based biofilms. *Journal of Theoretical Biology*, 259, p 670-683, 2009.
- MISSAGIA, BEATRIZ. Estudo das comunidades bacterianas em filtros biológicos percoladores utilizados para o pós-tratamento de efluentes de um reator UASB. 2010.113f. Tese de doutorado (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 technology. *Water Research*, 34, n° 6, p. 1803-1816, 2000.
- MORGENROTH, E.; WILDERER, P.A. Influence of detachment mechanisms on competition in biofilms. *Water Science and Technology*. v.34, n°2, p.417-426, 2000.
- MORGENROTH, E. Biofilme 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.
- MULDER, A.; Van de GRAFF A.A.; ROBERTSON, L.A.; KUENEN J.G. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microb. Ecol.*, Vol. 16, 177-184, 1995.
- NASCIMENTO, MAURO CÉSAR PINTO. Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. 2001. 168f. Dissertação de mestrado (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2001.
- NI, B.J.; XIE, W.M.; CHEN, Y.P.; FANG, F.; LIU S.Y.; REN, T.T.; SHENG, G.P.; YU, H.Q.; LIU G.; TIAN, Y.C. Heterotrophs grown on the soluble microbial products (SMP) released by autotrophs are responsible for the nitrogen loss in nitrifying loss in nitrifying granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*. v.108, n°12, p.2844-2852, 2011.
- NIKU, S., SCHROEDER, E.D., SAMANIEGO F.J. Performance of activated sludge process and reliability-based design. *Journal Water Pollution Control Association*, v. 51, n. 12, p. 2841 - 2857, Dec., 1979.
- NIKU, S., SCHROEDER, E.D., RAUGH, R.S. Reliability and stability of trickling filter processes. *Journal Water Pollution Control Association*, v. 54, n.2, p. 129 - 134, Dec., 1982.
- OHASHI, A.; DE SILVA, D.G.; MOBARRY, B.; MANEM, J.A.; STAHL, D.A.; RITTMANN, B.E. Influence of substrate C/N ratio on the structure of multi-species biofilms consisting of nitrifiers and heterotrophs. . *Water Science and technology*. v. 36, n°1, p74-84, 1995.
- OLIVEIRA, SILVIA MARIA ALVES CORRÊA. Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. 2006.231f. Tese de doutorado (Doutorado em Saneamento, Meio

Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

OLIVEIRA, S. C.; SPERLING VON, M.. Reliability analysis of wastewater treatment plants. *Water Research*, v. 42, p. 1182-1194, 2008.

OKABE, S.; SATOH, H.; WATANABE, Y. In situ analysis of nitrifying biofilms as determined by in situ hybridization and the use of microelectrodes. *Applied Environmental Microbiology*. v.65, p.3182-3191, 1999.

PARKER, D.S. Trickling filter mythology. *Journal of Environmental Engineering*. v.105, p. 618-625, 1999.

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, p255-262, 1997.

PARKER, D.; LUTZ, M.; BENSGT, A.; ASPERGREN. Effect of operating variables on nitrification rates in trickling filters. *Water Environment Research*. v. 67, n°7, 1111-1118, 1995.

PARKER, D.S.; MERRIL, D.T. Effect of plastic media configuration on trickling filter performance. *Journal of Water Pollution Control Federation*. v.56, p. 955-961, 1984.

PARKER, D.; LUTZ, M.; PRATT, A. M. New trickling filters applications in the USA. *Water Science and Technology*. v. 22, n°1/2, 215-226, 1990.

PARKER, D.; LUTZ, M.; DAHL, R.; BERNKOPF, S. Enhancing reaction rates in nitrifying trickling filters through biofilm control. *Journal WPCF*, v. 61, n°5, p 618-631, 1989.

PARKER, D.S.; RICHARDS, T. Nitrification in trickling filters. *Journal WPCF*, v. 58, n°9, p 896-901, 1986.

PEARCE, P. Hydraulic loading: the key to optimizing quality and reability of trickling filter effluents. Paper presented at 2<sup>nd</sup> IWA Congress Melbourne, 2002.

PEARCE, P.; WILLIAMS, S.A. A nitrification model for mineral media trickling filters. *JCIWEM*. v. 13. p 84-92, 1999.

PEARCE, P.; FOSTER, D. Optimizing nitrification on biological filters. *JCIWEM*. v. 13. p 406-412, 1999.

PEARCE, P. Trickling filters for upgrading low technology wastewater plants for nitrogen removal. *Water Science and Techonology*. v. 49, n° 11-12, p 47-52, 2004.

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: anais do CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - AIDIS, Punta del Leste, 2006.

RAJ, S.A.; MURTHY, D.V.S. Nitrification of synthetic wastewater in a cross flow medium trickling filter. *Bioprocess Engineering*, v.19, p149-154, 1998.

RAMASAMY, P.; ZHANG, X. Effects of shear stress on the secretion of extracellular polymeric substances in biofilms. *Water Science and Techonology*. v. 52, n° 7, p 217-223, 2005.

RITTMANN, B.E.; MANEM, J.A. Development and experimental evaluation of a steady-state, multiespecies biofilm model. *Biotechnology and Bioengineering*. V. 39, p. 914-922, 1992.

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

- RODRIGUEZ VICTORIA, JENNY ALEXANDRA. Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB. 2006.129f. Tese de doutorado (Doutorado em engenharia hidráulica e saneamento) – Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
- ROUXHET, P. G.; MOZES, N. Physical chemistry of the interface between attached micro-organisms and their support. *Water Science and Technology*. v.22, nº1/2, p.1-16, 1990.
- ROWAN, K.A.; SNAPE, J.R.; FEARNESIDE, D.; BARER, B.R.; CURTIS, T.P.; HEAD, I.M. Composition and diversity of ammonia-oxidizing bacterial communities in wastewater treatment reactors of different design treating identical wastewater. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 43, p 195-206, 2003.
- SÄRNER, E; MARKLUND, S. Influence of particulate organics on the removal of dissolved organics in fixed-film biological reactors. *Water Science and Tecnology*, v. 17, nº 15, 1984.
- SATOH, H.; OKABE, S.; NORIMATSU, N.; WATANABE, Y. Significance of substrate C/N ratio on structure a activity of nitrifying biofilms determined by *in situ* hybridization and the use of microelectrodes. *Water Science and Tecnology*, v. 41, nº 4-5, p.317-321, 2000.
- SHARMA, B.; AHLERT, R.C. Nitrification and nitrogen removal. *Water Research*, v.11, p. 897-925, 1977.
- SILVA, G.M.; GONÇALVES, R. F. Desempenho de um sistema UASB + filtro biológico percolador sem etapa de decantação tratando esgoto sanitário. In: anais do 23º CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, Campo Grande, 2004.
- SOBRINHO, P.A., JORDÃO, E. P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – uma análise crítica. In: CHERNICHARO.C.A.L. (coordenador). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. PROSAB/FINEP, 1ª ed. Rio de Janeiro: Segrac, 2001. 544 p.
- STEEFEL, C.S.; MACQUARRIE, K.T.B. Approaches to modelling of reactive transport in porous media. In: LICHTNER, P.C.; STEEFEL, C.I.; OELKERS. Reactive transpor in porous media, *Reviews in Mineralogy*. 34, 83-125.
- STENQUIST, R.J. Carbon oxidation-nitrification in synthetic media trickling filters. *Journal WPCF*, v. 46, nº5, p2327, 1974.
- STOOLEY, P.; DE BEER, D. LEWANDOWSKY, Z. Liquid flow in biofilm systems. *Applied and Environmental Tecnology*. v. 60, 2711-2716, 1994.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.; STENSEL, H. *Wastewater engineering: treatment, and reuse*. New York: McGraw-Hill, 4 th. Ed., 2003, 1819p.
- TANDUKAR, M.; AKIYOSHI, O.; HIDEKI, H. Nitrogen removal from domestic sewage by Down-flow Hanging Sponge (DHS) reactor. In: 11<sup>th</sup> IWA WORLD CONGRESS ON ANAEROBIC DIGESTION. Proceedings: Brisbane, IWA, 2007.
- 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 Tecnology*, v. 52, nº 1-2, p.323-329, 2005.
- TANDUKAR, M.; MACHDAR, I.; UEMURA, S.; OHASHI, A.; HARADA, H. Potential of a Combination of UASB and DHS Reactoras a Novel Sewage Treatment System for Developing Countries: Long-Term Evaluation. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, v. 132, n. 2, p. 166-172, 2006.
- TAWFIK, A.; OHASHI, A.; HARADA, H. Sewage in a combined up-flow anaerobic sludge blanked (UASB)-down-flow hanging sponge (DHS) system. *Biochemical Engeneering Journal*. v.29, p. 210-219, 2006.

- TOKUTOMI, T. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration. *Water Science and Technology*, v. 49, n° 5-6, p.81-88, 2004.
- 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 Tecnology*, v. 46, n° 11-12, p.303-309, 2002.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. Assessment of single-stage trickling filter nitrification. Washington D.C., 105 p, 1991.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. *Manual: Nitrogen Control*. Washington D.C., 311 p, 1993.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. *Wastewater Technology Fact Sheet: Trickling Filters*. Washington D.C., 7 p, 2000.
- VANDEVIVERE, P.; KIRSHMAN, D.L. Attachment stimulates exopolysaccharide synthesis by bacterium. *Applied and environmental technology*.v.59, 3280-3286, 1993.
- VAN LIER, J.B.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G. Anaerobic Watewater Treatment. In: HENZE, M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; EKAMA, G.A.; BRDJANOVIC, D. *Biological Wastewater treatment*. IWA Publishing, London, UK. 2008, 511 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(8), 35-43, 1995.
- VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; PICIOREANU, C.; HEIJNENM J.J. A more unifying hipotesis for biofilm structures. *FEMS Microbiology ecology*. 24(2),181-183, 1997.
- VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Innovative Nitrogen Removal. In: HENZE, M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; EKAMA, G.A.; BRDJANOVIC, D. *Biological Wastewater treatment*. IWA Publishing, London, UK. 2008, 528 p.
- VESILIND, P.A. *Water Environment Federation (WEF): Wastewater treatment plant design*. 1ª ed. Alexandria: IWA publishing, 2003.
- VON SPERLING. M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos ativados*. 2ª ed. Belo Horizonte: Segrac, 1997. 428 p.
- VON SPERLING. M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3ª ed. Belo Horizonte: Segrac, 2005. 452 p.
- 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.
- WANNER, O.; GUJER, W. A multispecies biofilm model. *Biotechnology and Bioengineering*. v.28, p. 314-328, 1985.
- WATANABE, Y.; OKABE, S.; HIRATA, K.; MASUDA, S. Simultaneous removal of organic materials and nitrogen by micro-aerobic biofilms. *Water Science and Technology*, v. 31(1), p.170-177, 1995.
- WIJEYEKOON, S.; MINO, T.; SATOH, H.; MATSUO T. Effects of substrate loading rate on biofilm structure. *Water Research*, 38, p. 2479-2488, 2004.
- WIK, T. Trickling filters and biofilm reactor modelling. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 2: 193-212, 2003.
- WEF, Water Environment Federation. *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*. Vol.1, 3ª ed. Manual of Practice n° 8, cap 12 - 829 p. 1992.

WEF, Water Environment Federation. *Aerobic Fixed-Growth Reactors*: a special publication. 340 p. 2000.

WOZNICA, A.; KARZ, 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*, 16, p. 550-560, 2010.

ZHANG, T.C.; BISHOP, P.L. Density, porosity and pore structure of biofilms. *Water Research*. 28, 2267-2277, 1994.