UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

EDJAILSON JURANDI CELESTINO

USO DE REATORES ANAERÓBIOS E AERÓBIOS HÍBRIDOS EM SÉRIE PARA A REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO

RECIFE
2017

EDJAILSON JURANDI CELESTINO

USO DE REATORES ANAERÓBIOS E AERÓBIOS HÍBRIDOS EM SÉRIE PARA A REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO

Dissertação de mestrado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil com ênfase em Tecnologia Ambiental, pela Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental

Linha de pesquisa: Tratamento de efluentes domésticos

Orientador: Prof°. Dr. Mário Takayuki Kato

RECIFE
2017

C392u Celestino, Edjailson Jurandi.
Uso de reatores anaeróbios e aeróbios híbridos em série para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio./ Edjailson Jurandi - 2017.
60folhas, Il.,Tab. e Sigl.

Orientador: Prof°. Dr. Mário Takayuki Kato.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2017.
Inclui Referências.

1. Engenharia Civil. 2. Nitrificação. 3. Desnitrificação. 4. Matéria orgânica. 5. Reatores híbridos. I. Kato, Mário Takayuki (Orientador). II. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.) BCTG/2017-357

EDJAILSON JURANDI CELESTINO

USO DE REATORES ANAERÓBIOS E AERÓBIOS HÍBRIDOS EM SÉRIE PARA A REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO

Dissertação de mestrado apresentado ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil com ênfase em Tecnologia Ambiental, pela Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental

Linha de pesquisa: Tratamento de efluentes domésticos

Orientador: Prof°. Dr. Mário Takayuki Kato

Considera o candidato APROVADO em: 30/01/2017

BANCA EXAMINADORA:

_____

Prof. Dr. Mario Takayuki Kato – UFPE

(orientador)

_____

Prof.ª Dr.ª Giovana Tommaso – USP

(examinadora externa)

_____

Prof.ª Dr.ª Luiza Feitosa Cordeiro de Souza – ASCES

(examinadora externa)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por conceder-me a oportunidade de conclusão deste trabalho e, por tudo que tenho conseguido.

Aos meus filhos Guilherme e Luiza, que foram minha fonte de energia ao longo dessa caminhada, muitas as vezes ter tido que me ausentar, deixando-os tristes, para poder concluir este trabalho, um dia entenderão que foi preciso.

A meus pais que sempre me deram todo apoio, nunca deixaram de acreditar em mim, sou muito grato por tudo que fazem e, pela pessoa que me tornei.

A meus irmãos, minha esposa e toda minha família, que sempre estiveram na torcida para que tudo desse certo e, para que eu conseguisse alcançar meus objetivos, todos tiveram grande contribuição nas conquistas obtidas ao longo desses anos.

Ao meu orientador professor Mário Kato, pela responsabilidade assumida e competência com a qual conduziu-me durante esta pesquisa, a professora Lourdinha Florêncio, por todo seu alto astral que sempre nos faz levantar a cabeça, ao professor Wanderli e professora Sávia por todo apoio e orientação passada.

As minhas amigas da iniciação científica que me ajudaram nas análises de bancada, Thalita e Nicoly, obrigado por todo comprometimento.

A todos amigos do LSA que presenciaram as minhas dificuldades, e sempre me deram o maior apoio, em especial, meus amigos Bruno Linhares, Robson, Edécio, Marcus Vinicius e, minha querida Poliana. Ao grande amigo de todos, Ronaldo Fonseca gente de primeira qualidade, Luiz Galdino e os demais técnicos, sempre prestativos com seu apoio.

“Mais tarde os israelitas venceram os filisteus e levantaram uma pedra, a qual chamaram de Ebenézer: “Tomou, então, Samuel uma pedra, e a pôs entre Mispa e Sem, e lhe chamou Ebenézer, e disse: Até aqui nos ajudou o SENHOR. ” (1 Samuel 7:12 RA).

RESUMO

O tratamento biológico é comumente empregado para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgotos sanitários, em ambientes anaeróbio, aeróbio e anóxico, com o uso de reatores de diversas configurações. Neste estudo, utilizou-se dois reatores híbridos operando em série, um anaeróbio composto por reator UASB e filtro anaeróbio, e outro aeróbio com reator de lodos ativados e biofiltro aerado submerso. O objetivo foi avaliar o desempenho de cada um destes compartimentos, no que tange à remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio nos dois reatores híbridos, tratando esgoto doméstico. O experimento com duração total de 210 dias tiveram três fases, uma sem recirculação do efluente nitrificado (Fase I) e duas outras com taxas de recirculação de 0,25 e 0,50 (Fases II e III, respectivamente). Nas três fases estudadas adotou-se tempo de detenção hidráulica de 8 h (vazão afluente de 57 L/h). Em todas as fases foram obtidas eficiências superiores a 83% na remoção de DQO, com efluente do sistema apresentando concentração inferior a 47 mg L^{-1}. As concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente do reator híbrido aeróbio nas Fases I e II ficaram abaixo de 7 mgN.L^{-1} e na Fase III, inferior a 18 mgN.L^{-1}. Na fase II e III a desnitrificação foi superior a 97%, apresentando concentrações de nitrito abaixo de 0,3 mg.L^{-1} e nitrato 0,5 mg.L^{-1} no efluente do reator híbrido anaeróbio.

Palavras-chave: Nitrificação. Desnitrificação. Matéria orgânica. Reatores híbridos.

ABSTRACT

Biological treatment is commonly used to remove organic matter and nitrogen from sanitary sewers, in anaerobic, aerobic and anoxic environments, using reactors with different configurations. In this study, two hybrid reactors were operated in series, one anaerobic composed of UASB reactors and anaerobic filter, and another aerobic reactor with activated sludge and submerged aerated biofilter. The objective of this study was to evaluate the acting of each of these compartments in relation to the simultaneous removal of organic substance and nitrogen in the two hybrid reactors, treating domestic sewage. The experiments with total duration of 210 days had three steps, one without nitrite effluent recirculation (Phase I) and two others with recirculation rates of 0.25 and 0.50 (Phases II and III, respectively). In the three phases studied, hydraulic holding time of 8 h (flow rate of 57 L / h) was adopted. In all steps, efficiencies of more than 83% were obtained in COD removal, with system effluent with a concentration lower than 47 mg L^{-1}. The concentrations of ammoniacal nitrogen in the effluent of the aerobic set in Phases I and II were below 7 mg N L^{-1} and in Phase III below 18 mg N L^{-1}. In phase II and III the denitrification was respectively than 97%, presenting nitrite concentrations below 0.3 mgL^{-1} and 0.5 mgL^{-1} nitrate in the effluent of the anaerobic hybrid reactor.

Keywords: Nitrification. Dnitrification. Organic matter. Hybrid Reactors.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Quadro 2.1 – Características físico-químicas dos esgotos.....18
Figura 3.1 – ETE Mangueira e área experimental do LSA/UFPE.....25
Figura 3.2 – Desenho esquemático do funcionamento do sistema híbrido, reator híbrido anaeróbio (UASB+FAN) e reator híbrido aeróbio (LA+BAS).....27
Figura 3.3 – Inoculação do reator UASB.....28
Figura 3.4 – Reator híbrido anaeróbio (UASB+FAN) e reator híbrido aeróbio (LA+BAS).....29
Figura 3.5 – Preenchimento dos filtros anaeróbio e aeróbio com conduíte corrugado flexível.....30
Figura 3.6 – Compressor e filtro de ar utilizado no sistema de aeração.....31
Quadro 3.2 – Parâmetros analisados em campo.....33
Quadro 3.3 – Parâmetros analisados em laboratório e seus respectivos métodos..33
Figura 4.1 – Concentração de DQO total afluente, DQO total e DQO solúvel efluente do reator UASB nas fases operacionais estudadas.....39
Figura 4.2 – Eficiência encontrada no reator UASB durante as fases estudadas.....40
Figura 4.3 – Concentração de DQO total e DQO solúvel afluente (Efluente do reator UASB), DQO total e DQO solúvel efluente no Filtro Anaeróbio (FAN), nas fases operacionais estudadas.....41
Figura 4.4 – Eficiência encontrada no FAN durante as fases estudadas.....42
Figura 4.5 – Concentração de DQO total e DQO solúvel afluente (Efluente do FAN), DQO total e DQO solúvel efluente do Lodo Ativado (LA), nas fases operacionais estudadas.....44
Figura 4.6 – Eficiência encontrada no LA durante as fases estudadas.....44
Figura 4.7 – Concentração de DQO total e DQO solúvel afluente (Efluente do LA), DQO total e DQO solúvel efluente no biofiltro aerado submerso (BAS), nas fases operacionais estudadas.....45
Figura 4.8 – Concentração de nitrogênio amoniacal no efluente do FAN, LA e BAS nas fases operacionais estudadas.....46
Figura 4.9 – Concentração de NTK no afluente e, efluente do LA e BAS, nas fases operacionais estudadas.....47
Figura 4.10 – Concentração de nitrito no efluente recirculado, efluente do LA, BAS e FAN nas fases I, II e III.....48

Figura 4.11 – Concentração de nitrato no efluente recirculado, efluente do LA, BAS e FAN nas fases I, II e III.....48

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Vantagens e desvantagens do processo de Lodos Ativados.....15
Tabela 3.1 – Dimensões dos reatores.....30
Tabela 4.1 – Valores de pH medido *in loco*.....35
Tabela 4.2 – Alcalinidade parcial nas fases estudadas.....36
Tabela 4.3 – Concentração dos sólidos suspensos voláteis, nos reatores.....37

LISTA DE SIGLAS

APAC – Agência Pernambucana de Águas e Clima

BAS – Biofiltro aerado submerso

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DQO – Demanda química de oxigênio

ETE – Estação de tratamento de efluentes

FAN – Filtro anaeróbio

LA – Lodos ativados

NTK – Nitrogênio total Kjeldahl

OD – Oxigênio Dissolvido

SNIS – Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento

SSV – Sólidos suspensos voláteis

TDH – Tempo de detenção hidráulica

UFPE – Universidade Federal de Pernambuco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 14
1.1 OBJETIVO GERAL 15
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 15
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 16
2.1 CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS 16
2.2 TRATAMENTO ANAERÓBIO E AERÓBIO 17
2.2.1 UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET (UASB) 17
2.2.2 FILTRO ANAERÓBIO (FAN) 18
2.2.3 LODOS ATIVADOS (LA) 18
2.2.4 BIOFILTRO AERADO SUBMERSO (BAS) 19
2.3 MATERIAL SUPORTE E BIOFILME 20
2.4 NITROGÊNIO 20
2.4.1 NITRIFICAÇÃO CONVENCIONAL 21
2.4.2 DESNITRIFICAÇÃO CONVENCIONAL 22
2.4.3 PROCESSO ANAMMOX (ANAEROBIC AMMONIUM OXIDATION) 24
2.5 SISTEMA HÍBRIDO ANAERÓBIO E AERÓBIO 25
3 MATÉRIAIS E MÉTODOS 26
3.1 ALIMENTAÇÃO DOS REATORES 27
3.2 INÓCULO 28
3.3 REATORES HÍBRIDOS 29
3.4 MEIO SUPORTE 31
3.5 SISTEMA DE AERAÇÃO 32
3.6 FASES OPERACIONAIS 33
3.7 MONITORAMENTO DOS REATORES 33
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 35
4.1 TEMPERATURA E pH 35
4.2 ALCALINIDADE 36
4.3 SÓLIDOS 38
4.4 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO: REATOR UASB E FILTRO ANAERÓBIO 39
4.5 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO: LODO ATIVADO E BIOFILTRO AERADO SUBMERSO 44

4.6 N-AMONIACAL E NTK 47
4.7 NITRITO E NITRATO 48
5 CONCLUSÕES 50
6 SUGESTÕES 51
REFERÊNCIAS 52

1 INTRODUÇÃO

A poluição do meio aquático, advinda do lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, tem causado grandes transtornos ambientais. O lançamento de matéria orgânica e nutrientes em excesso nos corpos hídricos favorece o crescimento de plantas aquáticas no espelho d'água que, ao se desenvolverem, formam uma barreira que impede a entrada de luz, resultando em queda acentuada do oxigênio dissolvido, tornando aquele ambiente inadequado para o desenvolvimento de vida aquática, resultando em mortandade de peixes e demais seres que necessitam de oxigênio para sobreviver.

O precário sistema de coleta, transporte e tratamento adequado de esgoto doméstico que vem perdurando ao longo dos anos, contribui para que os efluentes não tratados sejam lançados nos corpos hídricos. Os avanços observados na cobertura dos serviços são bastante lentos, o que põe em risco a universalização do saneamento básico no Brasil. Segundo o Instituto Trata Brasil, num período de monitoramento de 6 anos (2009 a 2014), 54% das obras de esgoto conduzidas pelo Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) estavam em situação inadequada e apenas 26% foram concluídas. Atualmente, 13% se encontram em situação normal de andamento, em termos de cronograma.

De acordo com Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2014), 96,8 milhões de habitantes são atendidos por rede de esgoto; mas em relação ao tratamento no país, o índice médio é de 40,8% para os esgotos gerados e 70,9% para os esgotos coletados.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), os esgotos domésticos podem ser caracterizados em termos da sua composição química, física e biológica, estando os principais poluentes classificados como: sólidos suspensos, matéria orgânica biodegradável, patógenos, nutrientes, poluentes prioritários, matéria orgânica refratária, metais pesados e material inorgânico dissolvido.

Na busca por solução que permita a redução destes poluentes nos efluentes das estações de tratamento de esgoto (ETE), várias alternativas e diferentes combinações de reatores em escala de laboratório e piloto têm sido monitoradas em pesquisas acadêmicas. Diversos pesquisadores têm estudado a combinação de reatores biológicos anaeróbio e aeróbio, obtendo através destes resultados satisfatórios (TORRES e FORESTI, 2001; OLIVEIRA NETTO e ZAIAT et al., 2012).

No sistema anaeróbio, pode-se ter a degradação do substrato afluente e amonificação do nitrogênio, enquanto no aeróbio, tem-se a nitrificação; como vantagens da combinação destes dois sistemas, pode-se ter a remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio (CHERNICHARO, 2006).

Neste trabalho, é proposto a avaliação de um sistema, para a remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio. O sistema foi operado com dois reatores híbridos, um híbrido anaeróbio (UASB + filtro anaeróbio) e outro híbrido aeróbio (lodos ativados + biofiltro aerado submerso).

A hipótese era que, a maior parte da matéria orgânica afluente seria removida no reator híbrido anaeróbio e, ao recircular o efluente nitrificado do reator híbrido aeróbio, para o reator híbrido anaeróbio, além da remoção da matéria carbonácea, espera-se que ocorresse a desnitrificação. No reator híbrido aeróbio, além da remoção da matéria orgânica remanescente, esperava-se principalmente, boa nitrificação.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a remoção simultânea de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de esgoto doméstico, utilizando um sistema com dois reatores híbridos, um anaeróbio (UASB + filtro anaeróbio), seguido de outro aeróbio (lodo ativado + biofiltro aerado submerso).

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar diferentes taxas de recirculação do reator híbrido aeróbio para o reator híbrido anaeróbio, no que tange a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio no sistema.
- Analisar a influência do incremento na velocidade ascensional do líquido no desempenho dos reatores híbridos anaeróbio e aeróbio.
- Monitorar a contribuição de cada compartimento, no que tange a remoção de matéria orgânica e nitrogênio.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS

As águas residuárias podem ser classificadas de diferentes formas, a depender das concentrações dos compostos nela presentes. Tais características variam em função de diversos fatores, desde o clima até hábitos sociais e mudam ao longo do tempo, o que torna complexa sua caracterização. Metcalf e Eddy (2003) apresentam três classes de enquadramento para os esgotos, sendo elas: concentrado, intermediário e diluído, conforme as características apresentadas no Quadro 2.1.

Tabela 2.1 – Características físico-químicas dos esgotos

Parâmetro	Esgoto diluído	Esgoto intermediário	Esgoto concentrado
Sólidos totais ($mg.L^{-1}$)	390	720	1230
DQO ($mg.L^{-1}$)	250	430	800
Nitrogênio Total ($mg.L^{-1}$)	20	40	70
Fósforo total ($mg.L^{-1}$)	4	7	12

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Os efluentes domésticos são basicamente constituídos de água, com apenas 0,1% de parte sólida. O lançamento de efluente com alta concentração de matéria orgânica e nutriente ocasiona a depleção do oxigênio dissolvido nos corpos hídricos, como também o desenvolvimento de condições sépticas (Metcalf e Eddy, 2003).

Nos esgotos domésticos estão presentes diferentes tipos de compostos, orgânicos e inorgânicos, com concentrações variadas; Jordão e Pessoa (2011) mencionam estes compostos com suas respectivas proporções médias encontradas: proteínas (40% a 60%); carboidratos (25 a 50%); gordura e óleos (10%); e em menores concentrações a ureia, surfatantes, fenóis e pesticidas, que são mais típicos de efluentes industriais.

Dentre as várias alternativas desenvolvidas para tratar esgotos domésticos, destacam-se os tratamentos biológicos que ocorrem em ambiente aeróbio, anaeróbio e anóxico, sendo possível a combinação de tais ambientes. Mesmo apresentando boa eficiência, os efluentes provenientes de reatores anaeróbios, necessitam de pós tratamento. Uma boa caracterização prévia do esgoto é fundamental para escolha do melhor sistema de tratamento.

2.2 TRATAMENTO ANAERÓBIO E AERÓBIO

No processo de digestão anaeróbia, os micro-organismos atuam na ausência de oxigênio, transformando compostos orgânicos complexos, como proteínas e carboidratos, em produtos mais simples como gás metano e dióxido de carbono, além de produzir alcalinidade hidrolisando parte do nitrogênio total Kjeldahl (NTK) em nitrogênio amoniacal.

Em locais onde tem-se apenas este sistema como forma de tratamento, o efluente final apresenta menores concentrações de matéria orgânica, mas ainda é comum a presença de patógenos e nutrientes.

Dessa forma, os efluentes dos sistemas de digestão anaeróbia geralmente não atendem aos padrões de lançamento, exigidos pela legislação brasileira, necessitando de pós tratamento. São necessárias outras unidades na planta, ficando o anaeróbio como primeira unidade de tratamento. Em países de clima tropical, o tratamento anaeróbio é mais favorecido, sendo o Brasil um dos países onde encontra-se mais difundido este tipo de tratamento, (ABREU; ZAIAT, 2008).

2.2.1 UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET (UASB)

Reatores tipo UASB são alternativas bastante viáveis e difundidas para o tratamento de efluentes doméstico e com eficiência comprovada. Dentre os pontos positivos podem ser mencionados: fácil manutenção, baixo custo de implantação, operação e de energia e produção de biogás, podendo ser aproveitado na própria ETE (VON SPERLING, 1996; CHERNICHARO,1997).

Os microorganismos presentes em grande concentração neste reator, aderem uns aos outros formando flocos ou grânulos sedimentáveis, dando origem a camada espessa, denominada de manta de lodo, a depender das condições hidráulica interna, a manta de lodo pode-se encontrar distribuída de forma homogênea com lodo bem mais disperso ou estratificada, neste último caso o lodo apresenta-se mais granulado com maior densidade.

O efluente dos reatores tipo UASB, geralmente não se enquadra nos padrões de lançamento, especificado na resolução CONAMA n°430/11, principalmente no tocante à remoção de nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo, como também matéria carbonácea (OLIVEIRA, 2012). Portanto, faz-se necessária a implantação de uma etapa de tratamento complementar (GONÇALVES et al., 1997).

2.2.2 FILTRO ANAERÓBIO (FAN)

O FAN consiste num tanque que possui seu interior preenchido com material suporte inerte, onde ocorre a fixação e o desenvolvimento de biofilme contendo microrganismos, que também se agrupam, na forma de flocos ou grânulos, nos interstícios deste material. Podem ser utilizados no tratamento de esgotos diluídos ou concentrados, sendo mais indicados efluentes não muito concentrados em termos de sólidos suspensos, pois pode ocorrer a colmatação do meio filtrante. Devido a estas características, é mais indicado para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, como fossas sépticas e UASB.

Os FAN são empregados como uma unidade de tratamento complementar, onde atuam na retenção dos sólidos e degradação da matéria orgânica remanescente, além de apresentar boa resposta a possíveis sobrecargas afluentes. Confere elevada segurança operacional ao sistema e maior estabilidade ao efluente, mantendo as vantagens do tratamento anaeróbio, produzindo pouco lodo, não consumindo muita energia, com operação simples e baixo custo (ANDRADE NETO et al., 2002).

O material suporte utilizado na imobilização da biomassa desempenha papel fundamental na retenção de sólidos, pois atuam como barreira física impedindo a sua saída do sistema. O biofilme que se desenvolve no meio suporte tem grande influência na degradação da matéria carbonácea residual. Portanto, novamente os filtros anaeróbios são indicados para atuar como unidade complementar aos reatores com manta de lodo (DUDA; OLIVEIRA, 2011).

2.2.3 LODOS ATIVADOS (LA)

O sistema de lodos ativados é amplamente utilizado no tratamento de esgotos quando se exige um efluente com melhor qualidade; ele é composto basicamente de tanque de aeração, tanque de decantação e recirculação de lodo. Este reator não necessita de grandes áreas para ser implantado, porém requer mão de obra mais qualificada e certo grau de mecanização.

Devido à formação de floco, a biomassa é facilmente separada no decantador, na qual estão presentes bactérias heterotróficas aeróbias, autotróficas nitrificantes, heterotróficas desnitrificantes, filamentosas e protozoários, envolvidos em uma matriz de polissacarídeos (SPERLING, 2002).

Segundo JORDÂO & PESSOA (2005), o lodo ativo é o floco produzido no tratamento do esgoto bruto ou decantado, devido ao crescimento de bactérias, em especial do tipo zoogléia ou outros organismos na presença de oxigênio dissolvido, este lodo é acumulado em concentração suficiente graças ao retorno de outros flocos previamente formados. Como todo processo de tratamento, no sistema de lodos ativados tem-se algumas vantagens e desvantagens; as principais são elencadas por JORDÂO & PESSOA (2005) no Quadro 2.1.

Quadro 2.1 – Vantagens e desvantagens do processo de lodos ativados

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Maior eficiência no tratamento	Operação mais delicada
Maior flexibilidade na operação	Necessidade de completo controle de laboratório
Menor área ocupada em relação à filtração biológica e lagoas	Custo maior de operação em relação aos demais sistemas, que emprega-se o tratamento biológico.

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa (2005)

2.2.4 BIOFILTRO AERADO SUBMERSO (BAS)

O BAS é um reator de biomassa aderida preenchido com materiais de empacotamento, quimicamente e biologicamente inertes, com grande área superficial por unidade de volume, duráveis e resistentes. Pode ser utilizado como tratamento secundário e terciário nas estações de tratamento de esgoto.

A seleção do material suporte é uma etapa crítica do projeto e da operação de um sistema envolvendo BAS, pois deve permitir a fixação dos micro-organismos e reter fisicamente os sólidos suspensos presentes no efluente (GIUSTINA et al., 2010).

O BAS é aplicado na remoção da carga orgânica remanescente e de determinados nutrientes como nitrogênio (nitrogênio amoniacal) e fósforo (OLIVEIRA, 2012). Segundo Gonçalves et al. (1997), o BAS é capaz de remover os compostos solúveis e de reter as partículas em suspensão no efluente anaeróbio. Em pesquisa desenvolvida, utilizando o sistema combinado UASB + BAS, conseguiu-se um bom desempenho, alcançando no conjunto, eficiência de 94% e 91% na remoção de SS e DQO, respectivamente.

2.3 MATERIAL SUPORTE E BIOFILME

A eficácia do tratamento, seja ele anaeróbio ou aeróbio, está diretamente relacionada ao tempo em que a biomassa permanece no reator, estando em suspensão ou aderida, como também ao contato entre a biomassa e o substrato. Um dos meios de evitar-se a perda de biomassa nos processos de tratamento de esgotos é utilizando um meio que permita a imobilização da mesma. O material suporte é de grande importância, pois, este consistirá na base para a fixação dos micro-organismos e consequentemente, para o desenvolvimento do biofilme (CHAGAS, 2006).

O biofilme formado pela imobilização da biomassa em material suporte desvincula efetivamente o tempo de retenção celular do tempo de detenção hidráulica mantendo por mais tempo os microrganismos no reator, (Abreu e Zaiat, 2008). Dentre as vantagens obtidas ao se trabalhar com biomassa aderida, podem ser citadas: unidades mais compactas, devido à utilização da alta área superficial do biofilme, taxas volumétricas de carregamento maiores e baixo requerimento de energia, quando compara-se ao sistema de lodos ativados (O'REILLY et al., 2008).

A formação do biofilme é um processo dinâmico que envolve uma série de eventos moleculares que incluem mecanismos para adesão, agregação e expansão da comunidade microbiana. A adesão é o primeiro passo fundamental para o crescimento do biofilme em uma superfície. As propriedades de superfície dos materiais suportes, tais como a porosidade, rugosidade e forma, desempenham um papel muito importante com relação à colonização bacteriana (WOLFF et al., 2010).

Andrade Neto (2004) trabalhou com conduíte funcionando como meio suporte em filtros anaeróbios, apresentando bons resultados no tratamento de esgoto doméstico, obtendo efluente com 15 $mg.L^{-1}$ de SSV e 100$mg.L^{-1}$ de DQO.

2.4 NITROGÊNIO

São várias as fontes lançadoras de nitrogênio nas águas naturais. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte. As formas mais comuns de nitrogênio em efluentes são amônia (NH_3), íon amônio ($N\text{-}NH_4^+$), nitrato ($N\text{-}NO_3^-$), nitrito ($N\text{-}NO_2^-$) e nitrogênio orgânico (N-Norg) (DOMINGUES, 2005; USEPA, 2009).

Nitrogênio, fósforo e dióxido de carbono são essenciais para o desenvolvimento de micro-organismos autótrofos como as algas. O excesso de nutrientes presentes nos efluentes domésticos lançados sem tratamento, resulta no crescimento explosivo

de algas, colocando os corpos d'água em desequilíbrio ecológico. Durante o dia, as algas por meio da fotossíntese produzem oxigênio que é consumido na ausência de luz. Assim a concentrações elevadas de algas podem causar a depleção do oxigênio à noite na água, ocasionando a morte de diversos seres aquáticos.

As concentrações de nitrogênio presentes no esgoto doméstico encontram-se principalmente na forma amoniacal e orgânica. O processo de amonificação pode ocorrer tanto em ambiente anaeróbio como aeróbio, consistindo na conversão da forma orgânica para a forma amoniacal.

A remoção do nitrogênio por sistemas convencionais biológicos resulta nas etapas de nitrificação e desnitrificação. Estes sistemas vêm sendo muito utilizado para a remoção de nitrogênio do esgoto sanitário e dos efluentes industriais (ARAÚJO, J. et al., 2010; REGINATTO et al., 2008).

Na primeira etapa, estando o nitrogênio na forma amoniacal, pode ser oxidado pelo processo de nitrificação, tendo o oxigênio como aceptor de elétrons. Na segunda etapa, designada por desnitrificação, o nitrato é convertido em nitrogênio gasoso (N_2), tendo como possíveis intermediários gasosos o óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N_2O), igualmente lançados na atmosfera (Moraes, 2015). A desnitrificação é realizada em condições anóxicas, tendo o nitrato como aceptor de elétrons (MADIGAN et al., 1997, UEMOTO e SAIKI, 2000).

2.4.1 NITRIFICAÇÃO CONVENCIONAL

Na nitrificação, inicialmente o íon amônio ($N\text{-}NH_4^+$) é oxidado a nitrito ($N\text{-}NO_2^-$), no processo denominado nitritação, principalmente pelas bactérias dos gêneros *Nitrosomonas e Nitrosococcus.* O nitrito formado nesta etapa é oxidado a nitrato ($N\text{-}NO_3^-$), processo denominado nitratação, pelas bactérias dos gêneros *Nitrobacter, Nitrococcus e Nitrospina.* As dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* são micro-organismos aeróbios obrigatórios que utilizam, preferencialmente, o dióxido de carbono (CO_2) como fonte de carbono produzido durante a degradação aeróbia da matéria carbonácea (RITTMANN e McCARTY, 2001; METCALF e EDDY, 2003).

As bactérias nitrificantes possuem crescimento lento, sendo esta etapa limitante no processo de remoção de nitrogênio (CAMPOS et al., 1999), assim necessita-se um alto tempo de retenção celular para garantir a permanência da biomassa no sistema (VIEIRA, 2000). Dentre os fatores responsáveis por limitar a

nitrificação, podem ser citados: temperatura, pH e oxigênio dissolvido (SURAMPALLI, 1997).

No sistema de lodos ativados, a taxa de nitrificação é drasticamente reduzida com o decréscimo da temperatura, sendo condições ideais temperaturas entre 25°C e 35°C, enquanto o pH ótimo para a nitrificação situa-se na faixa de 7,5 e 9,0 (SURAMPALLI, 1997). No processo de nitrificação espera-se uma redução no pH devido ao consumo de alcalinidade do meio.

O processo de nitrificação requer grande quantidade de oxigênio, pois o oxigênio é utilizado concomitantemente pelos organismos heterótrofos responsáveis pela remoção da matéria carbonácea em ambientes aeróbios e pelos organismos autótrofos nitrificantes (MORAES, 2015). Concentrações de oxigênio superior a 2 $mg.L^{-1}$ favorecem no melhor desempenho das nitrificantes (SURAMPALLI, 1997). Carvalheira et al. (2014 a) comparando a nitrificação em duas condições em relação a concentração de oxigênio dissolvido (2 mg $O_2.L^{-1}$ e 8 mg $O_2.L^{-1}$) observaram as maiores taxas de nitrificação a 8 $mg.L^{-1}$.

De forma simplificada, o processo de nitrificação pode ser descrito pelas etapas de nitritação, equação (1), e nitratação, equação (2).

$$NH_4^+ + \frac{3}{2}O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+ \qquad (1)$$

$$NO_2^- + \frac{1}{2}O_2 \rightarrow NO_3^- \qquad (2)$$

Como pode ser observado na equação 1 (processo de nitritação), na oxidação o íon amônio há liberação do íon hidrogênio no meio, o que pode acarreta na redução do pH, se não for disponibilizada fonte de alcalinidade suficiente para manter o pH perto da neutralidade.

2.4.2 DESNITRIFICAÇÃO CONVENCIONAL

Consiste no processo em que os micro-organismos heterotróficos anaeróbios facultativos, reduzem o nitrato, gerado na etapa de nitrificação, a nitrogênio molecular em condições anóxicas (MADIGAN et al., 1997). Nesse processo, o nitrato e/ou nitrito são utilizados como aceptores de elétrons e a matéria orgânica é utilizada como fonte de carbono e energia (AHN, 2006). Os micro-organismos desnitrificantes são

facultativos, podendo utilizar o oxigênio ou nitrato como receptor de elétron na geração de energia (MORAES, 2015).

O processo de desnitrificação convencional ocorre em condições anóxicas, onde uma quantidade suficiente de matéria orgânica é utilizada como doadora de elétrons para a conversão de nitrito a gás nitrogênio (N_2) (GIUSTINA, 2009).

A remoção do nitrato pode ocorrer por dois modos, em processos biológicos, sendo estes chamados de redução assimilativa e dissimilativa de nitrato. A redução biológica de nitrato a nitrito e posteriormente à amônia (síntese celular) é denominada de assimilatória. Esta ocorre quando o nitrato é a única fonte de nitrogênio. Por outro lado, a redução dissimilativa de nitrato ou desnitrificação, está relacionada com a cadeia transportadora de elétrons, na qual o nitrito ou nitrato é utilizado como aceptor de elétrons para a oxidação de uma variedade de compostos orgânicos e inorgânicos doadores de elétrons (METCALF & EDDY, 2003). Esta é caracterizada através de dois processos denominados, respiração do nitrato (redução do nitrato a gás nitrogênio) e amonificação (redução do nitrato a amônia).

No tratamento das águas residuárias, a desnitrificação geralmente ocorre por ação de bactérias heterotróficas, as quais apresentam maior taxa de crescimento quando comparadas às bactérias autotróficas (SILVA, 2012). As principais bactérias facultativas heterotróficas capazes de realizar a desnitrificação pertencem aos seguintes gêneros: *Pseudomonas, Micrococcus, Achromobacter, Bacillus e Spirillum* (SOUSA et al., 2005). De forma simplificada, as etapas de redução do nitrato são mostradas no esquema (3).

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2 \qquad (3)$$

Os três últimos produtos gerados na desnitrificação são o óxido nítrico (NO), o óxido nitroso (N_2O) e o nitrogênio molecular, sendo este predominante quando o processo se encontra estabilizado. A eficiência do processo de desnitrificação pode ser afetado em decorrência de mudanças nas condições ambientais, como temperatura, pH, concentração de oxigênio dissolvido, fonte de carbono, concentração de nitrato, relação carbono orgânico/nitrogênio, tempo de retenção celular e presença de substâncias tóxicas (BARAK et al., 1998; METCALF e EDDY, 2003; NAIR et al., 2007).

A taxa de desnitrificação é reduzida bruscamente quando o pH do meio se mantém abaixo de 6 ou acima de 8,5 (HAANDEL e MARAIS, 1999). De acordo com

Isoldi et al. (2005), o pH ótimo situa-se entre 7 e 8. A concentração de oxigênio dissolvido no meio inibe tanto a atividade, como a síntese de enzimas desnitrificantes (SOUSA e FORESTI, 1999).

2.4.3 PROCESSO ANAMMOX (ANAEROBIC AMMONIUM OXIDATION)

É um processo biológico promissor para a redução de altas concentrações de nitrogênio em efluentes, convertendo simultaneamente amônio e nitrito em nitrogênio gasoso (DAPENA-MORA et al., 2007; ZHANG et al., 2008). No processo ANAMMOX o nitrogênio amoniacal é convertido a nitrogênio gasoso por bactérias oxidadoras anaeróbias com o nitrito atuando como aceptor de elétrons, sob condições anóxicas (VAN DE GRAAF et al., 1997).

A reação ANAMMOX completa é apresentada na Equação 4, onde foi observado por (STROUS et al., 1999a), que a razão entre o consumo de NH_4^+ e NO_2^- era de 1:1,31 e a razão de conversão de NH_4^+ em NO_3^- foi de 1:0,26.

$$1NH_4^+ + 1{,}32NO_2^- + 0{,}066HCO_3^- + 0{,}13H^+ \rightarrow 1{,}02N_2 + 0{,}26NO_3^- + 0{,}066CH_2O_{0,5}N_{0,15} + 2{,}03H_2O$$

O produto principal da reação é o gás nitrogênio, porém cerca de 10% da concentração de nitrogênio fornecido, são convertidos em nitrato (AHN, 2006). Em consequência da baixa taxa de crescimento dos micro-organismos com atividade ANAMMOX, recomendam-se reatores com configurações que diminuam o arraste de biomassa, (STROUS et al. 1998). Concentrações de OD até 0,2 $mg.L^{-1}$ causam uma perturbação temporária nas bactérias ANAMMOX, podendo ser revertida sobre condições anóxicas (STROUS et al., 1997a). Com concentrações de OD entre 0,2–1,0 $mg.L^{-1}$, a bactéria sofre inibição completa.

A aplicação do processo está limitada pela disponibilidade de inóculo ANAMMOX e pela dificuldade associada a cultivar e manter grandes quantidades dessas bactérias. O isolamento e enriquecimento das ANAMMOX, a partir de uma comunidade bacteriana mista, requer a otimização das condições que favorecem o processo e limitando o crescimento dos outros tipos microbianos (ARAÚJO et al., 2010).

2.5 SISTEMA HÍBRIDO ANAERÓBIO E AERÓBIO

A combinação de reatores híbridos tem como propósito conciliar as vantagens de dois ou mais sistemas de tratamento em uma única planta, podendo ser combinados os sistemas aeróbio e anaeróbio, biomassa floculada e biomassa aderida, entre outros, (PIMENTA, 2011).

Dentre as vantagens obtidas com utilização de processos anaeróbio – aeróbios destacam-se: menores custo de implantação e de operação, menor produção de lodo biológico e aeradores com potências menores, comparando-se tais sistemas com os compostos somente por reatores aeróbios. Além disso sistemas com a utilização de reatores UASB, há a possibilidade de redirecionar o excesso de lodo produzido pela unidade aeróbia para tal reator. Assim, o lodo gerado pela unidade aeróbia é digerido pelo UASB, dispensando unidades de digestão e adensamento adicionais (CHERNICHARO, 2006).

Diversas combinações de reatores anaeróbios – aeróbios são possíveis para remoção de matéria orgânica e de nutrientes. Pimenta et al. (2005) realizaram estudo comparativo de dois reatores pilotos tratando efluente doméstico, sendo um UASB convencional e outro híbrido (composto por reator UASB + filtro anaeróbio) com tempos de detenções hidráulica (TDH) iguais, entre 8 e 10 h. Neste trabalho, em termos de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e sólidos suspensos voláteis (SSV), o reator hibrido mostrou-se até 20% mais eficiente que o UASB convencional.

Pereira-Ramirez et al. (2003) também realizaram um estudo comparativo entre um reator UASB de 12 L e um UASB – hibrido (reator com meio suporte formado de conduite plástico no terço superior) de igual volume, ambos empregados no tratamento de águas residuárias de uma indústria de extração e refino de óleo de farelo de arroz. O UASB apresentou eficiência de remoção de DQO solúvel de 65,4% enquanto o UASB hibrido apresentou 74,6% para uma carga orgânica aplicada de 16 kg DQO/m^3d e TDH de 12 horas. O UASB convencional removeu 73,5% dos sólidos suspensos totais (SST), enquanto que o UASB híbrido obteve remoção de 88,1%.

Wolff et al. (2004) avaliaram o desempenho de um reator piloto híbrido com leito móvel na remoção simultânea de poluição orgânica e nitrogenada de um esgoto urbano, operado a uma temperatura de 16^{o}C. Este reator apresentou um bom desempenho na remoção de matéria carbonácea (91%) e nitrogenada (75%).

Goncalves et al. (2002), que utilizaram UASB seguido de filtro aerado submerso, conseguiram um efluente com concentrações de 90 mg $O_2.L^{-1}$ de DQO e 30 mg SST.L^{-1}.

Aisse et al. (2001), trabalhando com um sistema piloto (UASB + biofiltro aerado submerso) tratando esgoto sanitário, observaram remoção de DQO igual a 78,1% para o esgoto bruto, apresentando efluente com concentração de 105 ± 58 mg.L^{-1} para um afluente de 479 ± 160 mg.L^{-1}. Concentração (média) de DQO, muito próxima da mencionada acima, também foi encontrada por Porto et al. (2002), no efluente de um sistema piloto UASB/FBP, tratando esgoto sanitário.

Desse modo, os sistemas combinados, anaeróbio – aeróbio devem ser considerados como uma alternativa interessante, pois além de melhorarem o aspecto do efluente, melhoram a eficiência do sistema no quesito remoção de matéria carbonácea e também permitindo a remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo.

3 MATÉRIAIS E MÉTODOS

A parte experimental da pesquisa foi desenvolvida na ETE Mangueira (Figura 3.1), localizada na cidade do Recife – PE, pertencente à Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA). Através de uma parceria público privada (PPP), atualmente é administrada pela Odebrecht Ambiental.

Figura 3.1 – ETE Mangueira e área experimental do LSA/UFPE.

Fonte: Adaptado do Google Earth

A ETE Mangueira possui, tratamento preliminar composto de gradeamento, caixa de areia e calha *Parshall*, seguido por tratamento secundário (reatores UASB) e pós-tratamento (lagoa de polimento). Foi projetada para atender uma população de 18.000 habitantes (MORAIS et al., 2013), com vazão média e máxima horária de 31 e 51 L/s, respectivamente.

A ETE Mangueira é responsável em receber e tratar os esgotos sanitários dos bairros da Mangueira, Mustardinha e San Martin.

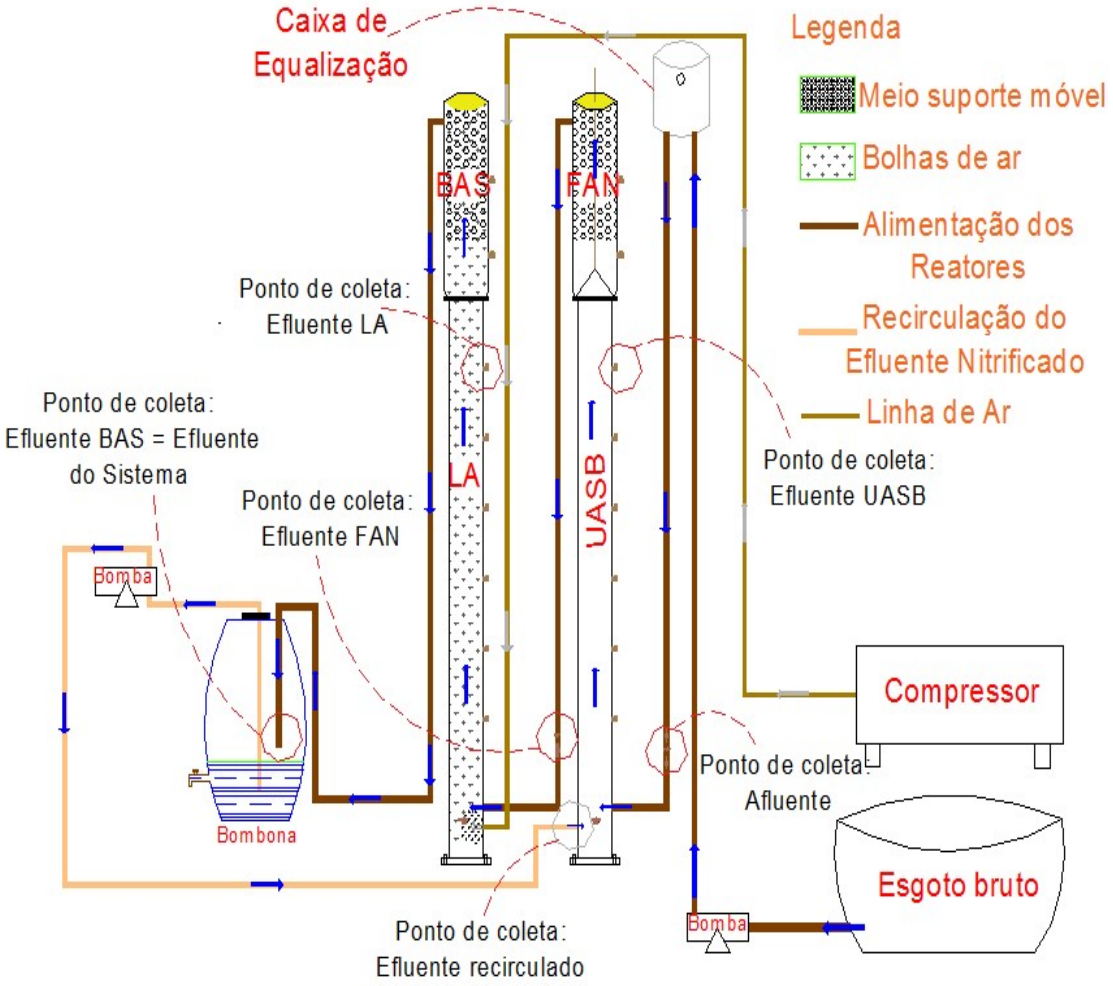
Há mais de vinte anos o Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Pernambuco (LSA-UFPE), possuí uma área experimental instalada dentro da ETE Mangueira, destinada ao desenvolvimento de pesquisas acadêmicas, com inúmeros trabalhos científicos concluídos e com outros em andamento.

3.1 ALIMENTAÇÃO DOS REATORES

O esgoto bruto afluente aos reatores era proveniente da ETE após a passagem pela caixa de areia. Havia uma derivação que alimentava o reservatório inferior do experimento, que era lavado semanalmente, para evitar a degradação do esgoto bruto. Deste era recalcado para um caixa de equalização localizada acima dos reatores para a alimentação por gravidade.

Para alimentação do sistema utilizou-se um conjunto de recalque composto por bomba centrifuga da marca Schneider (modelo BCR 2000) com potência de ½ CV e, tubulação de ¾. Na Figura 3.2 está mostrado o desenho esquemático do funcionamento do sistema e, os respectivos pontos de coleta utilizados nesta pesquisa.

Figura 3.2: Desenho esquemático do funcionamento do sistema híbrido, reator híbrido anaeróbio (UASB+FAN) e reator híbrido aeróbio (LA + BAS)



Fonte: Autor

3.2 INÓCULO

O reator UASB experimental recebeu inóculo granular bastante denso, de um reator UASB escala real instalado na ETE Rio Formoso, PE.

No início desta pesquisa, o reator UASB da ETE Mangueira encontrava-se desativado para reforma. Foi utilizado 80 L de inóculo anaeróbio com 16 g $STV.L^{-1}$ (Figura 3.3), o que equivale a aproximadamente 27% do volume útil do reator piloto UASB, cujo volume é igual a 300L. Portanto, a concentração inicial de biomassa foi de 4,26 g $STV.L^{-1}$ no UASB piloto.

Foram utilizadas quatro bombonas de 20L cada, contendo lodo da ETE Rio Formoso. O inóculo foi adicionado ao reator UASB por meio do FAN, antes de ter sido preenchido com meio suporte.

Figura 3.3: Inoculação do reator UASB

Fonte: Arquivo próprio (2016)

Após ter sido concluída a inoculação, o reator UASB foi enchido com esgoto bruto da ETE mangueira. O extravasamento do reator híbrido anaeróbio só foi iniciado no dia seguinte.

Ressalta-se que assim como o FAN, o reator híbrido aeróbio não recebeu nenhum inóculo. A partida do reator híbrido aeróbio foi iniciada vinte dias após o início da operação do reator híbrido anaeróbio.

3.3 REATORES HÍBRIDOS

Para alcançar os objetivos desta pesquisa, foram monitorados por um período de 210 (duzentos e dez) dias, de fevereiro a setembro 2016, dois reatores híbridos verticais (Figura 3.4), trabalhando com alimentação continua em fluxo ascendente, ambos sequenciais construídos em fibra de vidro.

No primeiro reator híbrido tínhamos um reator UASB com sua extremidade superior conectada a um FAN. O segundo reator híbrido era fisicamente semelhante ao primeiro, mas com sistema de aeração conectado na parte inferior do reator de LA,

seguido por BAS. Ao longo do corpo dos reatores UASB e LA, havia sete pontos de coletas, enquanto nos filtros eram dois pontos.

A coleta do efluente em cada um dos quatro compartimentos realizava-se por meio da abertura manual de registros tipo globo. O primeiro ponto de coleta era referente ao afluente, coletando-se na entrada do reator híbrido anaeróbio, os demais sempre se coletavam no ponto mais distante da entrada do afluente.

De modo que fosse possível avaliar, a contribuição de cada compartimento, no que tange aos objetivos definidos na pesquisa. Todos os resultados apresentados, são referentes às análises realizadas com efluente coletado em pontos anteriormente mostrados na Figura 3.2.

Figura 3.4: Reator híbrido anaeróbio (UASB+FAN) e reator híbrido aeróbio (LA+BAS)

Fonte: Arquivo próprio (2016)

Ambos reatores híbridos tinham um volume total de 456 L, as características construtivas dos reatores utilizados nesta pesquisa podem ser visualizadas no Quadro 3.1.

Tabela 3.1: Dimensões dos reatores

Informações	UASB	Filtro Anaeróbio	Lodos Ativados	Biofiltro Aerado
Diâmetro Interno (m)	0,3	0,4	0,3	0,4
Altura útil (m)	4,24	1,24	4,24	1,24
Volume (L)	300	156	300	156

Fonte: o autor

3.4 MEIO SUPORTE

O meio suporte móvel utilizado no FAN e no BAS era formado por anéis de conduíte corrugado flexível, cortado na forma de cilindro equilátero cujo lado media 25 mm, com índice de vazios de 90% e superfície específica de aproximadamente 91 cm^2/cm^3 (PIMENTA, 2011). Na Figura 3.5 é mostrado o preenchimento do FAN com o meio suporte utilizado.

Os filtros biológicos não foram inoculados, sendo o próprio esgoto doméstico utilizado como meio de transporte de biomassa para aderência no meio suporte.

Figura 3.5: Preenchimento dos Filtros com conduíte corrugado flexível

Fonte: Arquivo próprio (2016)

3.5 SISTEMA DE AERAÇÃO

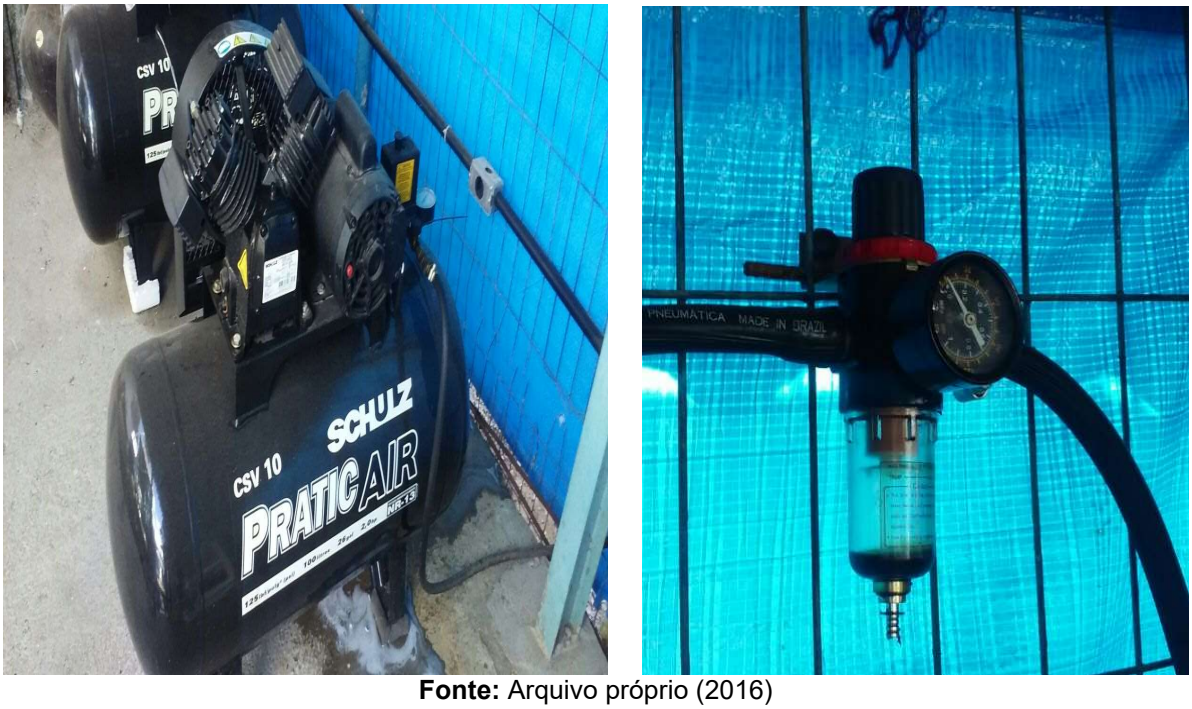
O reator híbrido aeróbio entrou em operação vinte dias após o reator híbrido anaeróbio, devido a ajustes que precisaram ser realizados em ambos. O sistema de aeração empregado no reator híbrido aeróbio, situado na base dos reatores, foi por ar difuso.

Para o sistema de aeração contínua do reator híbrido aeróbio, foram utilizados dois compressores (Figura 6) de pistão da marca Schulz (modelo CSV 10/100, Praticair) com deslocamento teórico de 283 L/mim, pressão máxima de 125 lbf/pol^2 e motor de 2 HP, trabalhando de maneira alternada.

O suprimento de ar era controlado com a abertura manual de válvula localizada no próprio compressor. Numa frequência de três vezes por semana, era feito uma inspeção visual no BAS para identificar a intensidade do borbulhamento, de modo que possíveis problemas no sistema fossem rapidamente identificados, mantendo um padrão na aeração; e uma vez por semana, fazia-se a medição *in situ* do OD nos dois reatores híbridos, utilizando sonda acoplada ao multiparâmetro Hach HQ40D.

Para evitar a contaminação do ar com partículas sólidas e subprodutos da queima do óleo do compressor, foi instalado filtro de ar (Figura 3.6).

Figura 3.6: Compressor e filtro de ar utilizado no sistema de aeração



Fonte: Arquivo próprio (2016)

3.6 FASES OPERACIONAIS

O presente trabalho foi dividido em três fases, a primeira iniciando-se em fevereiro de 2016, com duração de 135 dias; a segunda fase teve duração de 33 dias e a terceira e última fase, de 42 dias. Trabalhou-se com vazão afluente ao sistema de 57 L/h e TDH de 8 horas nas três fases.

A troca de fase foi em função da estabilização do sistema, no que tange a remoção de matéria orgânica e nitrogênio. A fase I teve maior duração, porque o reator híbrido aeróbio, precisou de mais tempo para estabiliza-se, já as fases II e III apresentaram estabilidade operacional, em menor espaço de tempo, obtendo boa remoção de nitrogênio, pois a biomassa já se encontrava desenvolvida.

Foram aplicados ao reator anaeróbio diferentes taxas de recirculação; na primeira fase não houve recirculação do efluente, na segunda e terceira fase aplicaram-se taxas de 0,25 e 0,50 respectivamente. A recirculação foi iniciada após o sistema se mostrar estável para remoção de matéria orgânica e quando se observou uma boa nitrificação no reator híbrido aeróbio. No Quadro 3.1 apresentamos um resumo das condições operacionais implementadas.

Quadro 3.1: Condições operacionais aplicadas nos reatores

Variáveis	Fase I	Fase II	Fase III
Taxa de recirculação (%)	0	25	50
$Q_{afluente} + Q_{recirculação}$ (L/h)	57	71,25	85,5
$Q_{recirculação}$ (L/h)	0	14,25	28,5
TDH (h)	8,0	8,0	8,0
$V_{ascencional}$ (m/h)	0,69	0,86	1,03

Fonte: o autor

3.7 MONITORAMENTO DOS REATORES

As variáveis medidas *in situ* e analisada no laboratório foram as mesmas durante as três fases. O monitoramento realizado consistiu na coleta do efluente em 5 pontos na Fase I e seis pontos nas Fases II e III; o sexto ponto refere-se ao efluente nitrificado recirculado do reator híbrido aeróbio para o reator híbrido anaeróbio.

Na primeira fase foram realizadas 26 (vinte e seis) coletas, com uma frequência de duas vezes por semana. Na segunda fase, trabalhando com vazão de recirculação

de 14,5 L/h (taxa de 0,25) do efluente nitrificado, foram realizadas 17 (dezessete) coletas. Na terceira fase a vazão de recirculação foi de 28,5 L/h (taxa de 0,50) do efluente nitrificado e foram realizadas 11 coletas.

Os parâmetros medidos *in situ* foram: oxigênio dissolvido de ambos os reatores, potencial redox, condutividade, pH e temperatura. As variáveis medidas em campo estão com o respectivo método analítico empregado na sua determinação apresentado no Quadro 3.2.

Quadro 3.2: Parâmetros analisados em campo

Parâmetro	Unidade	Método Analítico
Oxigênio dissolvido	$Mg.L^{-1}$	Eletrométrico
Condutividade elétrica	µs/cm	Eletrométrico
Potencial hidrogênico	pH	Eletrométrico
Temperatura	°C	Eletrométrico
Potencial redox	mV	Eletrométrico

Fonte: o autor

A DQO, série de sólidos, nitrogênio amoniacal, NTK, nitrito, nitrato e alcalinidade foram feitas em bancada no LSA-UFPE. Os parâmetros utilizados no monitoramento dos reatores foram analisados segundo o Standard Methods (APHA, 2012), conforme o Quadro 3.3.

Quadro 3.3: Parâmetros analisados em laboratório e seus respectivos métodos

Análises	Unidade	Métodos Analíticos
Alcalinidade	$mgCaCO_3/L$	Potenciométrico
DQO (total, filtrada e particulada)	mgO_2/L	Colorimétrico
Nitrogênio total	$mgN\text{-}NH_4^+/L$	Macro-Kjedhal
Nitrito	$mg\ NO_2^-/L$	Cromat. Íons/ espectrofotometria
Nitrato	$mg\ NO_3^-/L$	Cromat. Íons/ espectrofotometria
Nitrogênio amoniacal	$mgN\text{-}NH_4^+/L$	Titulométrico
Sólidos suspensos (total, fixo e volátil)	mgSST/L	Gravimétrico

Fonte: o autor

As amostras de DQO foram digeridas no *COD reactor* da Hach. Para a determinação das frações de DQO foram utilizadas as seguintes notações: DQO total (amostra sem filtração) e DQO solúvel (amostra filtrada em membrana de 1,2 µm). Para se ler as absorbâncias utilizou-se o espectrofotômetro (HACH–DR/2010).

O NTK foi determinado por digestão a 350ºC (Tecnal 015/50), destilado (Tecnal TE-036/1) e titulado com ácido sulfúrico 0,02 N. O nitrogênio amoniacal foi determinado por destilação (Tecnal TE-036/1) e titulado com ácido sulfúrico 0,02 N. Nitrito e nitrato foram determinados por cromatografia de íons enquanto o equipamento se encontrava em operação.

Devido à avaria do cromatógrafo de íons, passou-se a utilizar o método de espectrofotometria. Para determinação do nitrato no esgoto, em 100 mL da amostra adicionou-se 2,0 mL de suspensão de hidróxido de alumínio; após agitar e decantar, a amostra foi filtrada em membrana de 0,45 µm. Posteriormente, foi realizada a leitura da amostra em espectrofotômetro no comprimento de onda de 220 nm e 275 nm. Para determinar a concentração de nitrato, adotou-se o seguinte procedimento para cálculo: valor lido a 220 nm – 2 * valor lido a 275 nm; o resultado obtido foi aplicado na curva de calibração para nitrato, previamente obtida com diferentes concentrações.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 TEMPERATURA E pH

Durante o período de monitoramento desta pesquisa, a temperatura média do sistema se manteve em torno de 27,5 ± 1,6°C. Para o desenvolvimento de microrganismos mesofílico, o ideal é trabalha com temperatura entre 25°C e 35°C. Pela resolução CONAMA 430/2011, o lançamento direto de efluente tratado no corpo receptor, deverá ter temperatura inferior a (40°C).

O pH manteve-se próximo da neutralidade, observando-se maior redução de pH nos compartimentos aeróbio na Fase II, justificado pelo consumo de alcalinidade, ocorrido no processo de nitrificação. O BAS apresentou valor médio de pH de 6,6 ± 0,5. O valor mínimo encontrado nos reatores, foi superior ao exigido pela resolução CONAMA 430/2011, que é entre 5 e 9, para lançamento de efluentes.

O pH tem um efeito significativo na velocidade que se processam as reações de oxidação do nitrogênio, a nitrito e nitrato. Para METCALF & EDDY, (2003), melhores resultados na nitrificação são obtidas numa faixa de pH entre 6,5 e 8,0. No Quadro 4.1 são apresentados os valores de pH medido nos reatores, nas respectivas fases estudadas.

Na Fase III, os valores das demais variáveis apresentaram um aumento significativo em relação as fases anteriores, nesta fase a DQO do afluente apresentou-

se mais concentrado, o que contribuiu para elevação de outros parâmetros no efluente de cada reator híbrido. O valor médio do pH nos reatores aeróbios, foram 7,1± 0,2 e 7,1 ± 0,2 para LA e BAS, respectivamente; para Surampalli et al. (1997), a faixa ideal estaria entre 7,5 e 9,0.

Tabela 4.1: Valores de pH medido *in loco*

Estatística	Fases operacionais	pH medido *in loco*				
		Afluente	UASB	Filtro biológico	Lodo ativado	Biofiltro aerado submerso
Número de dados	FASE I	23	23	23	17	20
Média		7,15	6,92	6,83	7,09	6,82
Mínimo		6,72	6,51	6,63	6,77	6,27
Máximo		7,41	7,23	7,07	7,62	7,50
CV		0,02	0,02	0,02	0,03	0,05
Desvio padrão		0,16	0,15	0,11	0,25	0,32
Número de dados	FASE II	6	6	6	6	6
Média		7,11	6,88	6,79	6,64	6,55
Mínimo		6,98	6,70	6,65	6,14	5,68
Máximo		7,21	7,01	6,87	7,08	6,97
CV		0,02	0,02	0,01	0,06	0,09
Desvio padrão		0,11	0,15	0,10	0,40	0,60
Número de dados	FASE III	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
Média		7,19	7,09	6,98	7,10	7,07
Mínimo		7,09	6,71	6,69	6,72	6,79
Máximo		7,29	7,28	7,16	7,23	7,23
CV		0,01	0,04	0,03	0,04	0,03
Desvio padrão		0,09	0,26	0,20	0,25	0,20

Fonte: o autor

4.2 ALCALINIDADE

A alcalinidade do sistema em todas as fases (Quadro 4.2) foi suficiente para ocorrência da nitrificação no reator híbrido aeróbio, pois o efluente destes reatores apresentou média de alcalinidade a bicarbonato superior a 40 mg $CaCO_3.L^{-1}$, valor

superior ao limitante para Van Haandel e Marais (1999), de 30 mg $CaCO_3.L^{-1}$, considerada suficiente para evitar a inibição do processo de nitrificação.

Quando o processo de nitrificação se estabilizou, observou-se uma redução na concentração de alcalinidade no efluente dos reatores aeróbios. Como previa-se, neste processo há um consumo de alcalinidade. Na oxidação da amônia, ocorre um aumento na produção de ácidos, que favorecem o consumo de alcalinidade, em torno de 7,05 $gCaCO_3/g\ N\text{-}NH_4$ (RITTMANN & MCCARTY, 2001).

Tabela 4.2: Alcalinidade parcial nas fases estudadas

Estatística	Fases operacionais	Alcalinidade Parcial ($mgCaCo_3.L^{-1}$)				
		Afluente	UASB	Filtro biológico	Lodo ativado	Biofiltro aerado submerso
Número de dados	FASE I	23	23	23	17	21
Média		148,30	189,08	192,00	67,04	54,25
Mínimo		70,77	146,39	149,99	17,67	10,47
Máximo		242,40	244,29	231,49	197,51	198,45
CV		0,22	0,12	0,10	0,64	0,78
Desvio padrão		32,90	22,01	18,81	42,68	42,39
Número de dados	FASE II	6	6	6	6	6
Média		117,65	172,53	179,22	57,98	41,06
Mínimo		87,87	134,53	125,54	4,44	0,00
Máximo		151,20	228,15	236,69	133,52	114,13
CV		0,21	0,23	0,24	0,83	1,11
Desvio padrão		24,73	40,28	42,23	48,19	45,46
Número de dados	FASE III	7	7	7	7	7
Média		141,36	187,20	195,37	123,33	110,16
Mínimo		84,28	98,67	92,29	58,51	37,11
Máximo		273,00	298,00	335,00	234,00	182,00
CV		0,53	0,35	0,40	0,50	0,45
Desvio padrão		74,67	66,18	78,88	61,18	49,17

Fonte: o autor

Os valores de alcalinidade parcial obtida no efluente dos reatores anaeróbios foram superiores aos da alcalinidade observada no afluente em todas as fases. Mesmo ocorrendo o consumo de alcalinidade nos compartimentos aeróbios, o sistema apresentou boa capacidade de tamponamento. Analisando os valores de pH

encontrados no reator híbrido anaeróbio, conclui-se que não houve grandes variações ao iniciar a recirculação do efluente, uma vez que a maior diferença encontrada em termos percentuais foi de apenas 2,96%, mantendo-se superior a 6,79 e inferior a 7,1. Isoldi et al. (2005) mencionam que valores de pH entre 6,6 e 7,4 facilitam o desenvolvimento das bactérias metanogênicas.

4.3 SÓLIDOS

Os filtros FAN e BAS desempenharam papel importante na retenção de sólidos suspensos voláteis (Quadro 4.3), apresentando efluente com concentração inferior a 20 mg SSV.L^{-1}. Ambos se mostraram mais eficientes de que os reatores UASB e LA, no tocante a retenção de SSV.

Tabela 4.3: Concentração dos sólidos suspensos voláteis, nos reatores.

Estatística	Fases operacionais	Sólidos Suspensos Voláteis (mg SSV.L^{-1})				
		Afluente	UASB	Filtro biológico	Lodo ativado	Biofiltro aerado submerso
Número de dados	FASE I	17	17	17	14	16
Média		130,75	60,12	21,38	33,00	17,13
Mínimo		73,00	23,00	6,00	9,00	3,00
Máximo		191,00	143,00	47,00	62,00	55,00
CV		0,31	0,66	0,66	0,50	0,96
Desvio padrão		40,81	39,55	14,14	16,58	16,44
Número de dados	FASE II	6	6	6	6	6
Média		93,00	39,71	16,97	35,14	17,00
Mínimo		48,00	21,00	7,80	18,00	10,00
Máximo		141,00	65,00	27,00	98,00	35,00
CV		0,40	0,34	0,41	0,81	0,51
Desvio padrão		37,37	13,62	7,02	28,36	8,60
Número de dados	FASE III	7	7	7	7	7
Média		101,00	245,25	17,75	20,25	16,50
Mínimo		52,00	32,00	12,00	6,00	10,00
Máximo		136,00	534,00	23,00	39,00	21,00
CV		0,35	0,86	0,27	0,72	0,31
Desvio padrão		35,83	211,20	4,79	14,57	5,07

Fonte: o autor

Avaliando-se a retenção de sólidos, na Fase I o filtro anaeróbio apresentou eficiência superior a 60%. Na Fase II o FAN e BAS foram menos eficientes, isto deveu-se justamente ao fato do afluente ter-se apresentado mais diluído em comparação com as outras fases, além de ter-se iniciado a recirculação do efluente nitrificado, contribuindo para um incremento na velocidade ascensional do liquido e, consequentemente maior carreamento de partículas sólidas presentes no esgoto.

Na Fase III, taxa de recirculação de 0,5, o FAN desempenhou papel fundamental na retenção dos sólidos, mesmo operando com velocidade ascensional do líquido superior às fases anteriores.

O esgoto doméstico afluente ao FAN apresentou concentração de SSV superior a 240 $mg.L^{-1}$, enquanto seu efluente final 17,75 mg $SSV.L^{-1}$, resultando numa eficiência superior a 92% na retenção de sólidos.

4.4 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO: REATOR UASB E FILTRO ANAERÓBIO

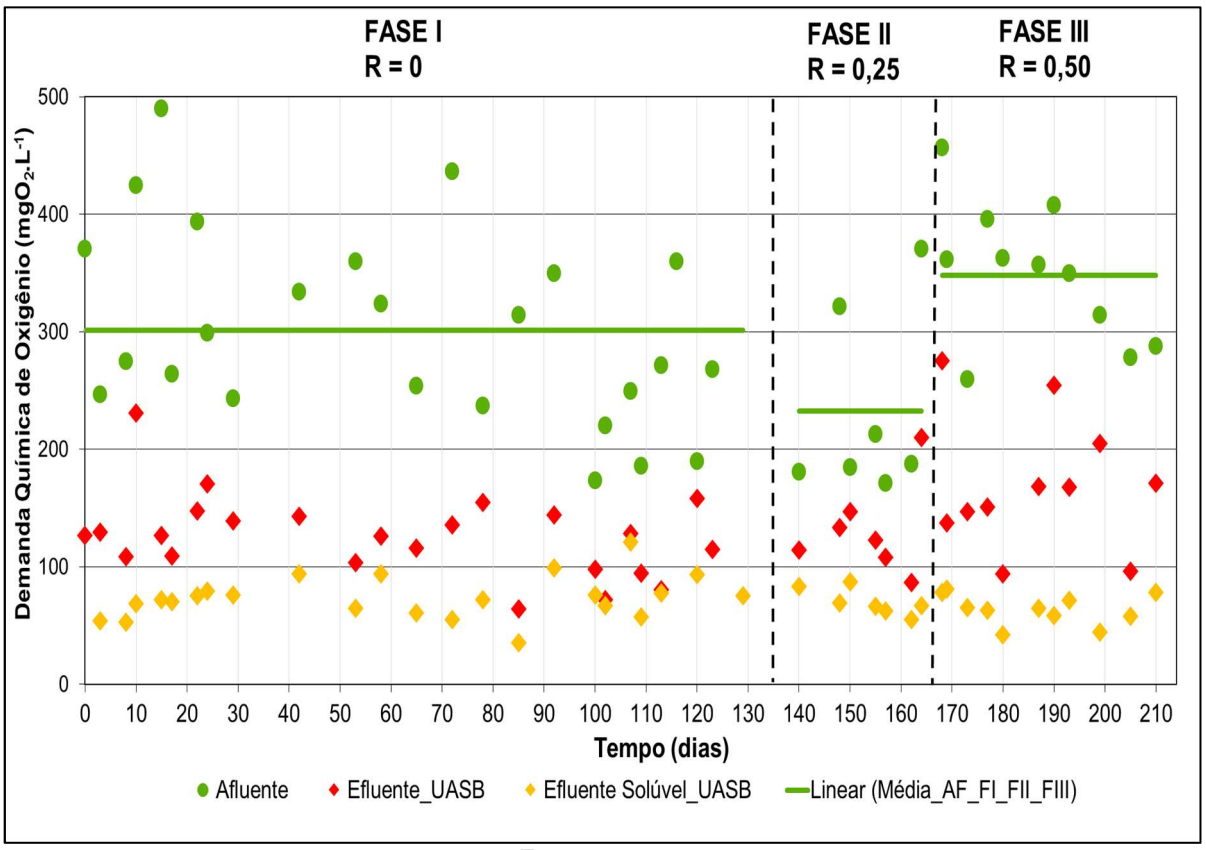
Durante todo o período de monitoramento, a entrada do afluente no sistema se deu através do reator híbrido anaeróbio, saindo da caixa de equalização e, por gravidade, alimentando todos os compartimentos.

O afluente apresentou DQO total média durante as Fases I, II e III de 301,4 ± 80,4, 232,8 ± 73,8, e 348,7 ± 56,5 $mg.L^{-1}$, respectivamente.

Nas Fase I e II a DQO total afluente apresentou valores inferiores as da Fase III, devido justamente ao período chuvoso comum na região metropolitana do Recife, nestes meses, a precipitação média foi de 286,52 mm enquanto na Fase III 41mm (APAC, 2016).

Nas fases trabalhadas o reator UASB (Figura 4.1) apresentou resultados satisfatórios, com DQO total média efluente de 126,0 ± 34,2, 131,8 ± 36,6 e 168,1 ± 54,7 $mg.L^{-1}$ já a DQO solúvel apresentou as concentrações 73,6 ± 17,9, 70,1 ± 10,6 e 62,8 ± 12,1 $mg.L^{1}$.

Figura 4.1: Concentração de DQO total afluente, DQO total e DQO solúvel efluente do reator UASB nas fases operacionais estudadas.



Fonte: o autor

Durante as fases monitoradas, a DQO solúvel do reator UASB não teve grandes variações, enquanto a DQO total na Fase III apresentou um aumento significativo, justificado pelo o incremento na velocidade ascensional do líquido. Ao se aplicar a taxa de recirculação de 0,5, houve maior carreamento de sólidos. Nas Fases I, II e III, a concentração média de SSV efluente foi de: 54,4 ± 22,3, 38,8 ± 13,4, 245,3± 182,9 $mg.L^{-1}$, respectivamente.

O incremento na velocidade ascensional do liquido, provocou maior agitação interna nos compartimentos de cada reator híbrido, o que contribuiu para melhorar o contato substrato biomassa e, consequentemente a degradação deste.

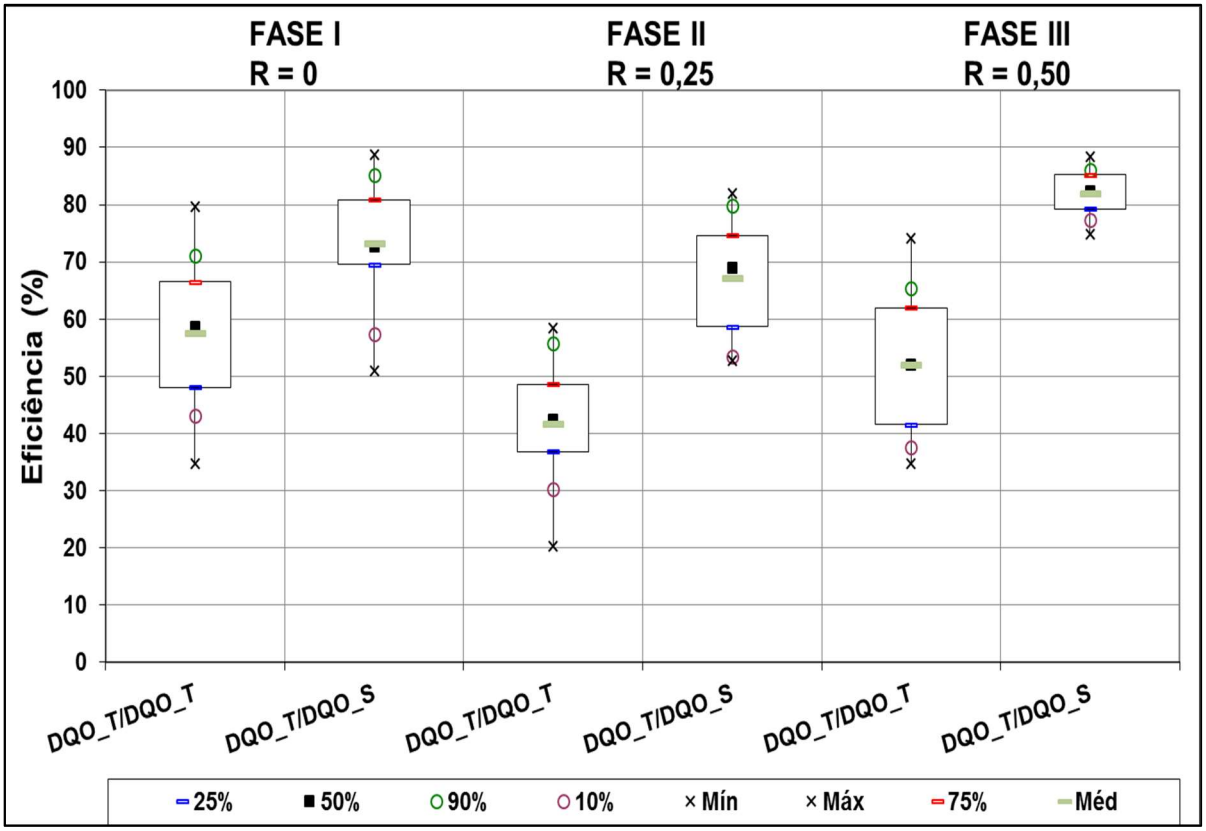
Para o cálculo da eficiência que será apresentada ao longo do trabalho em gráfico *box plot*, foram utilizadas as Equações 4 e 5. As eficiências foram calculadas considerando DQO total afluente / DQO total efluente (DQO_T/DQO_T) e DQO total afluente / DQO solúvel efluente (DQO_T/DQO_S).

$$E_T\ (\%) = \frac{(DQO_{\text{TOTAL AFLUENTE}} - DQO_{\text{TOTAL EFLUENTE}}) * 100}{DQO_{\text{TOTAL AFLUENTE}}} \quad (\text{Eq. } 4)$$

$$E_S\ (\%) = \frac{(DQO_{TOTAL\ AFLUENTE} - DQO_{SOLÚVEL\ EFLUENTE}) * 100}{DQO_{TOTAL\ AFLUENTE}} \quad (Eq.\ 5)$$

Para as três fases em estudo, quando avaliado a DQO total afluente e DQO total efluente do reator UASB, obteve-se eficiência média de 55,7 ± 13,9, 41,7 ± 11,6 e 51,9 ± 12,1% enquanto na avaliação da DQO total afluente e DQO solúvel, os resultados encontrados foram 73,2 ± 10,3, 67,2 ± 10,4 e 82,0 ± 4,0% respectivamente, conforme está sendo mostrado na Figura 4.2.

Figura 4.2: Eficiência encontrada no reator UASB durante as fases estudadas, sendo (DQO_T/DQO_T), cálculo realizado tomando como referência a DQO total afluente e DQO total efluente do reator, (QDO_T/DQO_S), eficiência calculada com base na DQO total afluente e DQO solúvel efluente.



Fonte: o autor

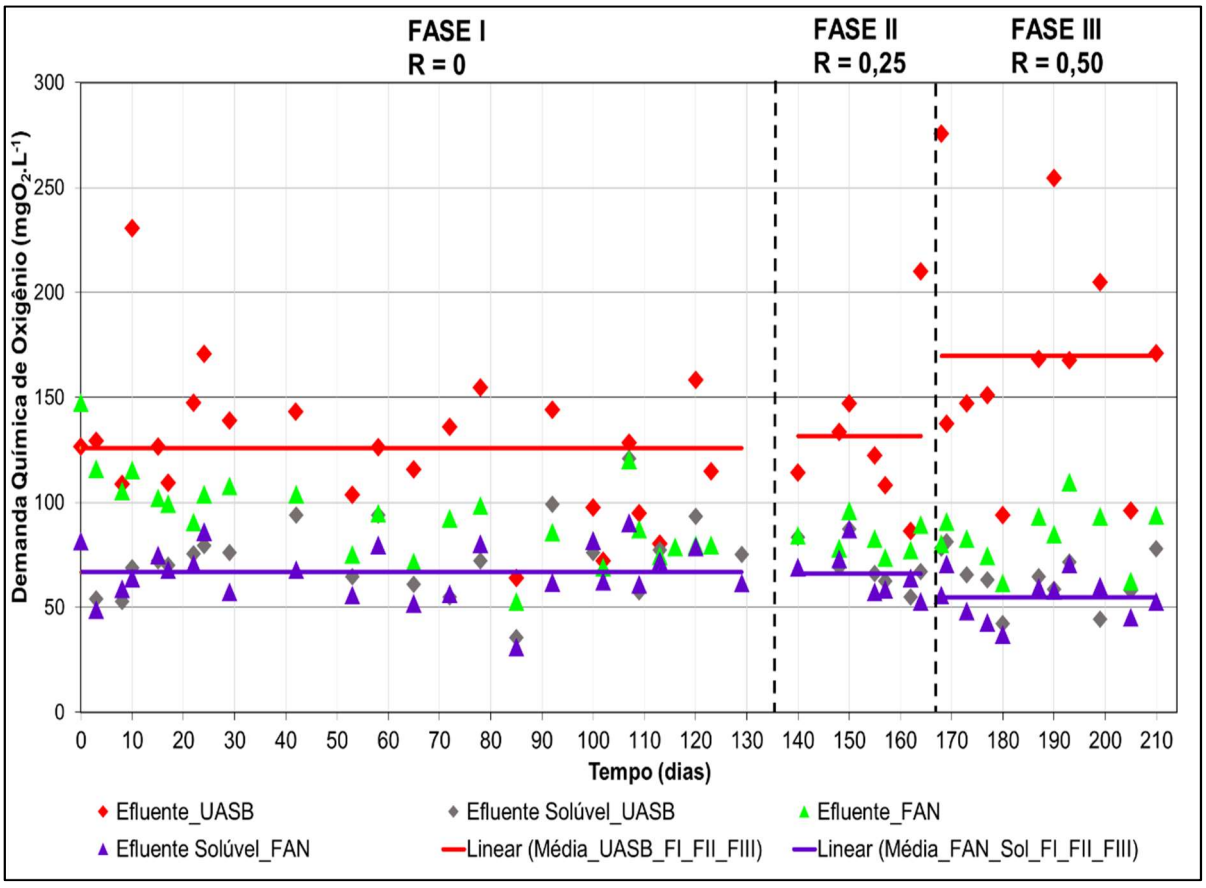
No filtro anaeróbio notou-se uma redução na DQO total afluente, durante todas as fases estudadas, como pode-se observar na Figura 4.3. Ao longo da pesquisa a influência do filtro anaeróbio na remoção dos poluentes remanescente e retenção de sólidos, tornou-se fundamental na obtenção de melhores resultados.

Na terceira fase notou-se uma grande concentração de sólidos no efluente do reator UASB, devido ao aumento na velocidade ascensional do líquido, imposta pela

recirculação de 50% da vazão afluente, ocasionando maior carreamento de sólidos. Vale salientar que durante toda a pesquisa não foi realizado nenhum descarte de lodo no reator UASB.

O FAN apresentou bons resultados frentes às variações as quais foi submetido durante todo o trabalho desenvolvido, principalmente na Fase III, onde foi mais nítida a influência do filtro na retenção dos sólidos, pois o efluente do reator UASB apresentou concentração de 245,25 mg SSV.L^{-1}, enquanto no efluente do filtro anaeróbio foi quantificado 17,75 mg SSV.L^{-1}; portanto, desempenhando papel fundamental na redução da DQO particulada efluente e remoção de sólidos.

Figura 4.3: Concentração de DQO total e DQO solúvel afluente (Efluente do reator UASB), DQO total e DQO solúvel efluente no Filtro Anaeróbio (FAN), nas fases operacionais estudadas.



Fonte: o autor

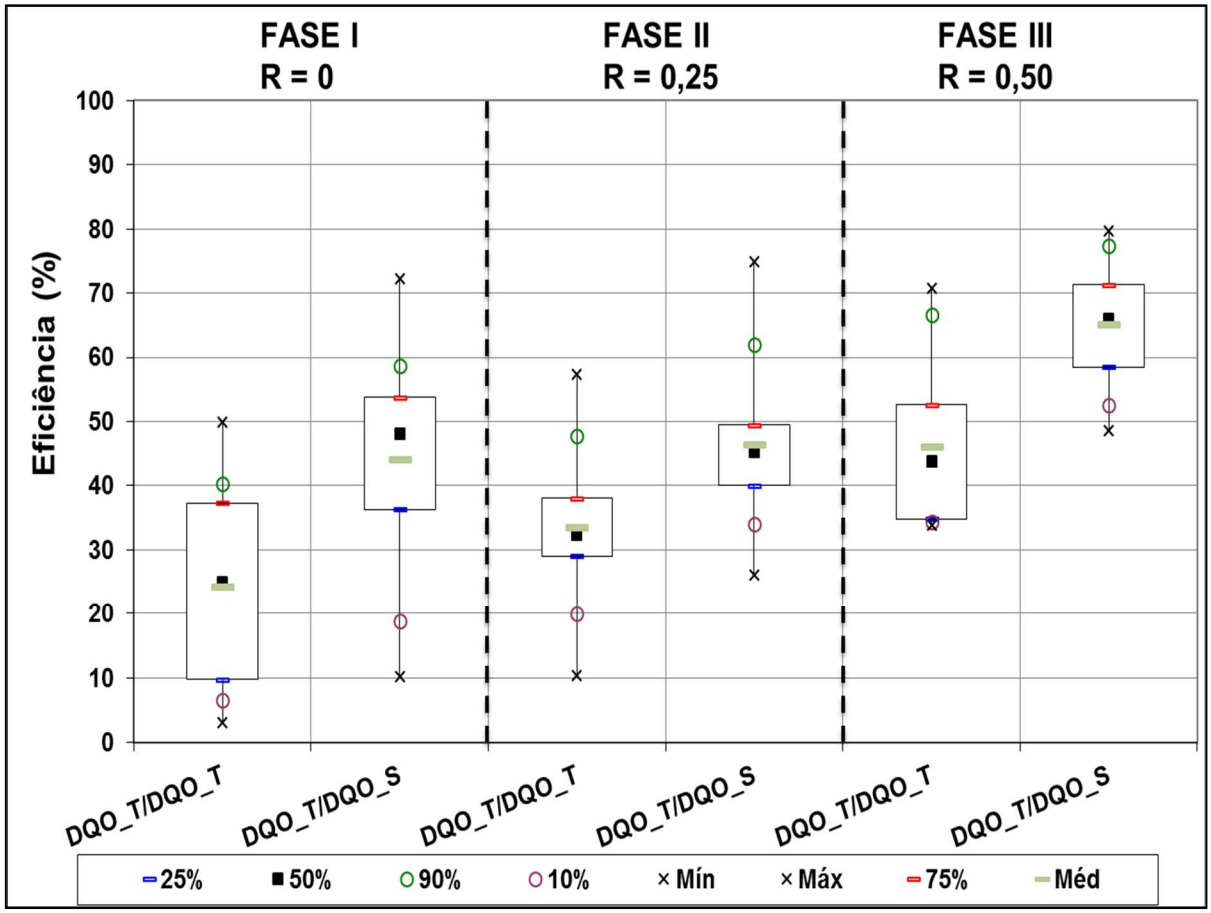
Ao longo das três fases estudadas, o FAN apresentou pequena variação em termos de concentração de DQO solúvel efluente.

Em termos DQO total, obteve-se um efluente com as seguintes concentrações: 93,4 ± 19,6, 83,2 ± 7,2 e 84,4 ± 13,6 mg.L^{-1}, respectivamente; e DQO solúvel de 66,9 ± 13,4, 66,1 ± 10,8 e 54,8 ± 10,8 mg.L^{-1} nas três fases da pesquisa.

Como pode-se observar, o FAN teve contribuição significativa na degradação da matéria orgânica remanescente, presente no efluente do reator UASB, independente da variação hidráulica a ele imposta.

No tocante a eficiência obtida no filtro anaeróbio (Figura 4.4), a remoção de DQO total apresentou os seguintes valores médios: 25,2 ± 14,3, 33,5 ± 13,2 e 46,1 ± 12,6 %; já para o cálculo onde foi considerado a DQO total afluente e DQO solúvel efluente, obteve-se eficiência média de 45,7 ± 15,3, 46,5 ± 13,9 e 65,1 ± 9,7 %, respectivamente para as Fases I, II e III. Uma explicação para estes resultados crescentes na eficiência do FAN está diretamente relacionada ao desenvolvimento do biofilme consolidado.

Figura 4.4: Eficiência encontrada no FAN durante as fases estudadas, sendo (DQO_T/ DQO_T), cálculo realizado tomando como referência a DQO total afluente e a DQO total efluente do filtro e, (QDO_T/DQO_S), eficiência calculada com base na DQO total afluente e DQO solúvel efluente.



Fonte: o autor

Abreu e Zaiat (2008) avaliando o desempenho de um reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (espuma de poliuretano), operando apenas a fase anaeróbia, obtiveram uma remoção média de DQO total de 39%, valor este abaixo do

encontrado nesta pesquisa para o conjunto híbrido anaeróbio, com eficiência mínima encontrada superior a 60%.

4.5 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO: LODO ATIVADO E BIOFILTRO AERADO SUBMERSO

Nesta fase houve uma perda de biomassa aeróbia durante um procedimento de manutenção rotineira, o que pode ter tido uma influência nos resultados obtidos na nitrificação do reator híbrido aeróbio.

A inserção do reator híbrido aeróbio teve como propósito a ocorrência da nitrificação e produção de um efluente final com melhor qualidade. O reator de lodos ativados e o biofiltro aerado submerso não receberam nenhum tipo de inóculo e tiveram sua partida vinte dias após o reator híbrido anaeróbio.

Para ocorrência da nitrificação, era necessário um afluente com baixa concentração de carbono e concentrações adequadas de oxigênio dissolvido, atuando como aceptor de elétrons na reação de oxidação do nitrogênio amoniacal.

Melhores taxas de nitrificação são obtidas quando há menor disponibilidade de matéria carbonácea, devido à velocidade de crescimento das heterotróficas ser maior que a das autotróficas, que competem com os autotróficos nitrificantes pelo oxigênio e nutrientes (FIGUEROA e SILVERSTEIN, 1992).

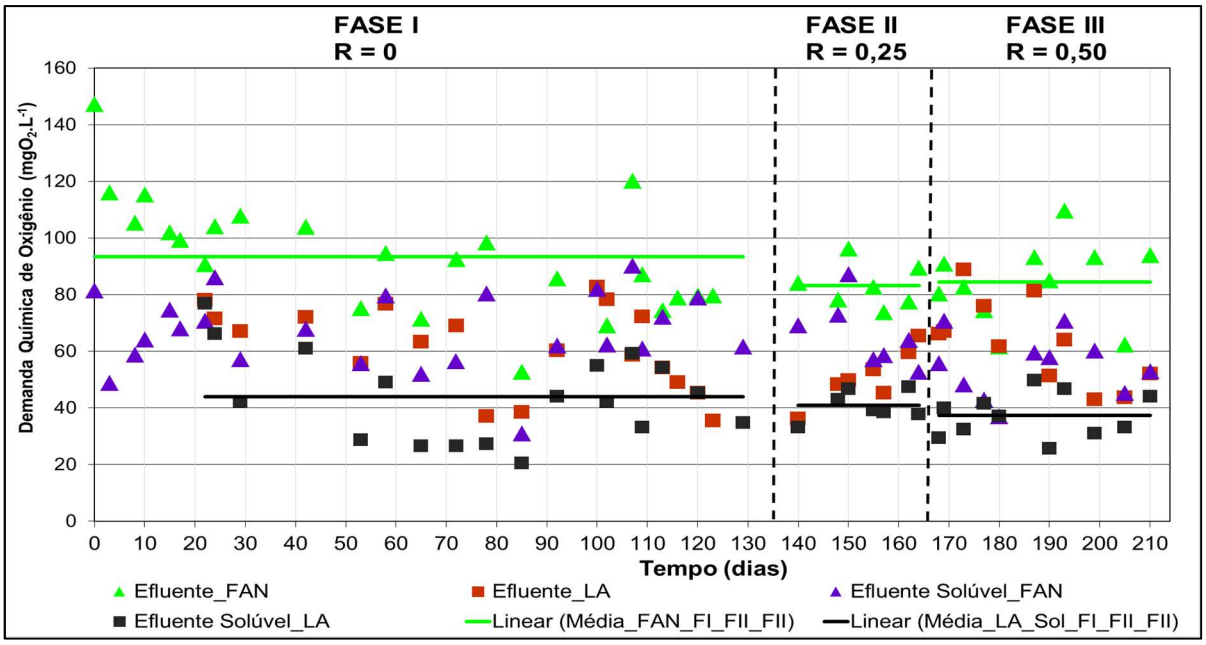
Durante o período de monitoramento a concentração média de oxigênio dissolvido no reator LA nas fases I, II e III foram 7,0 ± 1,0, 6,0 ± 2,0 e 6,9 ± 0,8 $mg.L^{-1}$, para o BAS, 6,4 ± 0,8, 4,8 ± 2,2 e 5,9 ± 0,8 $mg.L^{-1}$, respectivamente.

Não foi necessária a adição de alcalinidade, pois o efluente do reator híbrido anaeróbio apresentou concentrações suficientes para a realização do processo de nitrificação.

Avaliando a Figura 4.5, nota-se que durante as três fases operacionais, o reator de lodos ativado produziu um efluente que atende a legislação brasileira vigente.

A concentração de DQO total efluente do reator LA apresentou os seguintes valores: 61,3 ± 14,5, 51,1 ± 8,8, e 63,1 ± 14,2 $mg.L^{-1}$ respectivamente, já a DQO solúvel do efluente no período estudado 44,1 ± 15,3, 40,8 ± 4,7 e 33,7 ± 7,3 $mg.L^{-1}$.

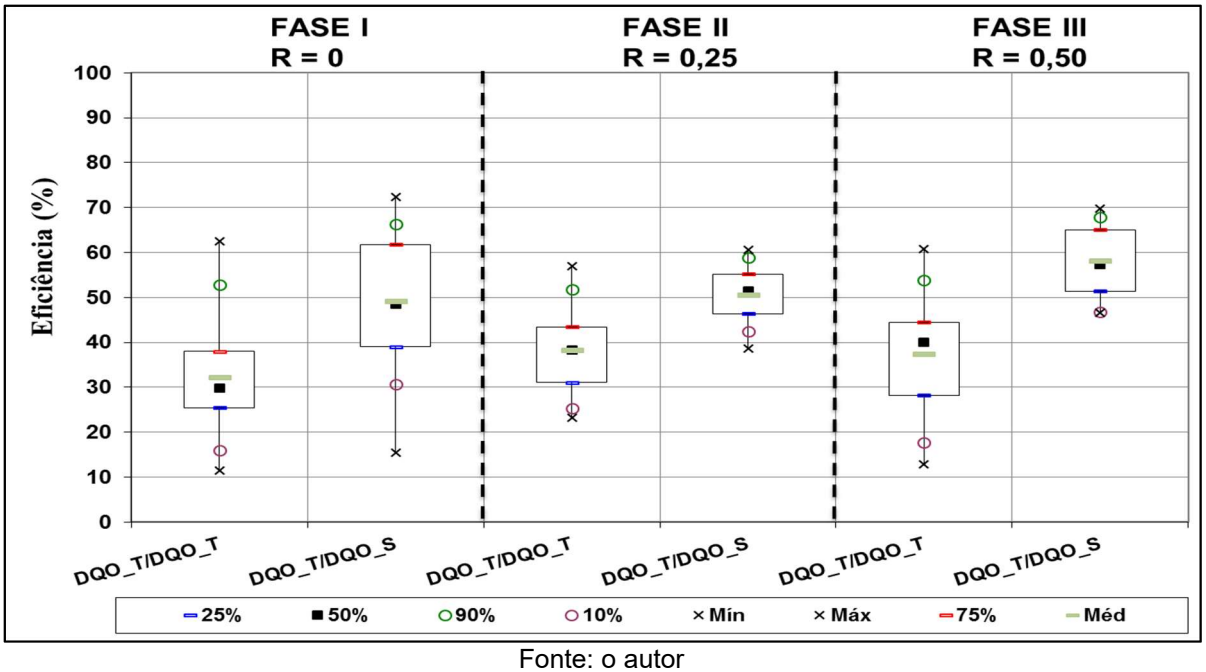
Figura 4.5: Concentração de DQO total e DQO solúvel afluente (Efluente do FAN), DQO total e DQO solúvel efluente do Lodo Ativado (LA), nas fases operacionais estudadas.



Fonte: o autor

Na Figura 4.6 é apresentada a eficiência obtida para o reator de lodos ativado. Em relação à remoção de DQO total, observou-se que nas três fases as eficiências não tiveram grande variação, ocorrendo boa degradação dos poluentes presente no afluente.

Figura 4.6: Eficiência encontrada no reator LA durante as fases estudadas, sendo (DQO_T/ DQO_T), cálculo realizado tomando como referência a DQO total na entrada e a DQO total na saída do reator e, (QDO_T/DQO_S), eficiência calculada com base na DQO total afluente e DQO solúvel efluente.



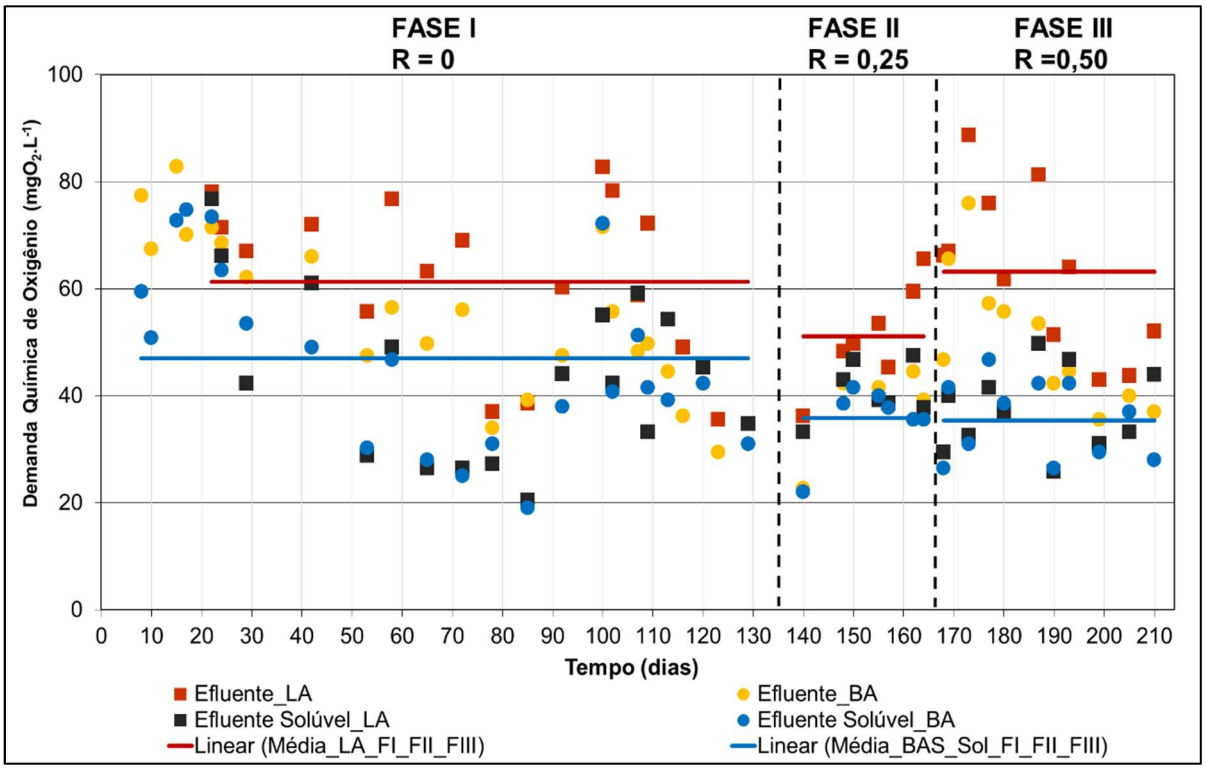
Fonte: o autor

A eficiência obtida na remoção de DQO solúvel também apresentou valores semelhantes, sendo que na terceira fase este valor foi levemente superior à das demais fases, em função do aporte maior de DQO particulada no afluente.

O biofiltro aerado submerso, recebia o efluente do reator de lodos ativados, que já apresentava baixa concentração de poluentes, consequentemente o efluente do BAS atendeu as exigências da resolução CONAMA 430/2011, no tocante a lançamento de efluentes tratados. Nas três fases de operação, foram obtidos os seguintes valores médios de DQO total para o efluente do BAS, respectivamente: 55,4 ± 14,3, 39,4 ± 7,3, 50,4 ± 12,0 $mg.L^{-1}$ com DQO solúvel apresentando 47,0 ± 16,4, 35,8 ± 6,0 e 36,2 ± 6,9 $mg.L^{-1}$.

Em relação a demanda bioquímica de oxigênio (Figura 4.7), notou-se que os valores de DQO solúvel do LA e BAS em todas as etapas da pesquisa, ficaram bem próximos, levando a concluir que a fração solúvel foi praticamente removida na unidade anterior. A mesma observação pode ser feita em relação a DQO total, nota-se que o afluente e efluente apresentaram concentrações próximas; desta forma, conclui-se a DQO particulada presente no afluente era predominante pouco biodegradável.

Figura 4.7: Concentração de DQO total e DQO solúvel afluente (Efluente do LA), DQO total e DQO solúvel efluente no biofiltro aerado submerso (BAS), nas fases operacionais estudadas.

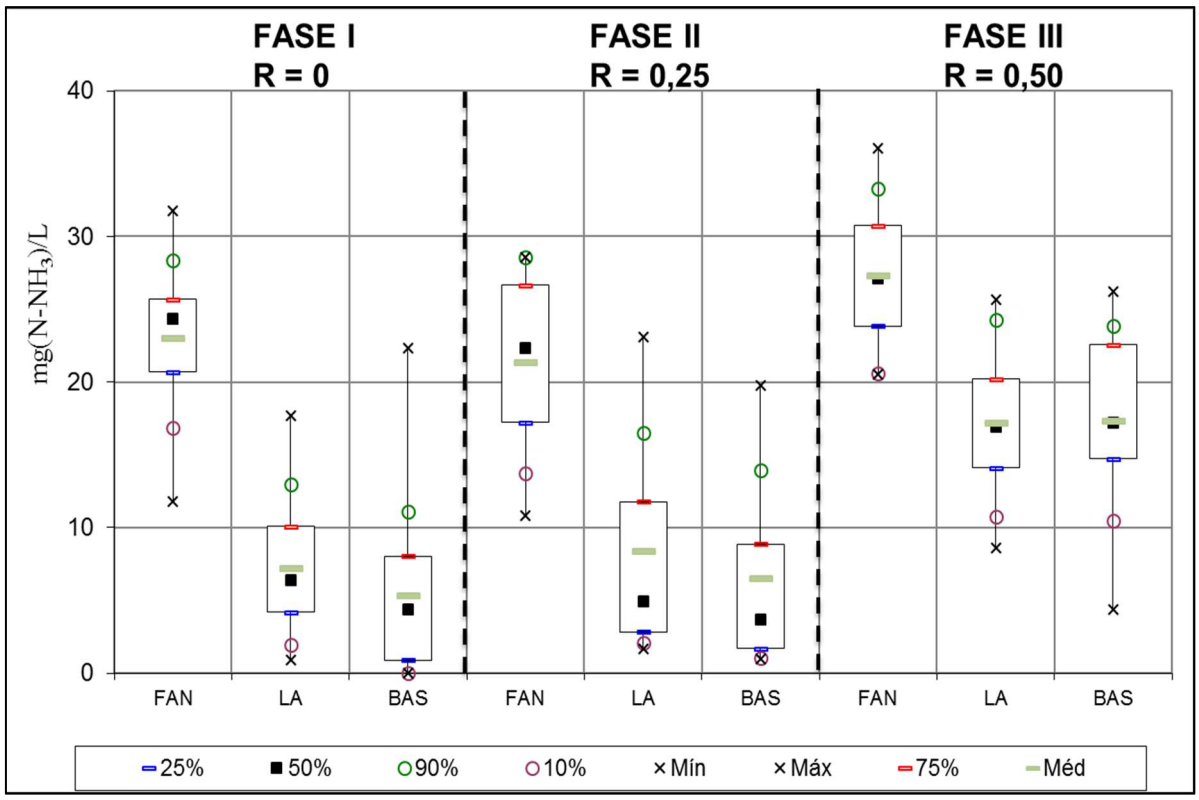


Fonte: o autor

4.6 N-AMONIACAL E NTK

Nas Fases I, II e III, a remoção de nitrogênio amoniacal foi de 81,5 ± 16,1, 71,7 ± 22,9 e 41,3 ± 22,6 %. Como pode ser observado na Figura 4.8, houve uma redução na eficiência ao longo das fases, em relação a remoção de nitrogênio amoniacal. Nas fases I e II, esta diferença não foi tão discrepante, porém na fase III teve redução considerável, atribui-se esta variação, à taxa de recirculação aplicada, pois à medida que foi aumentando-a, as eficiências foram decrescendo.

Figura 4.8: Concentração de nitrogênio amoniacal no efluente do FAN, LA e BAS nas fases operacionais estudadas.

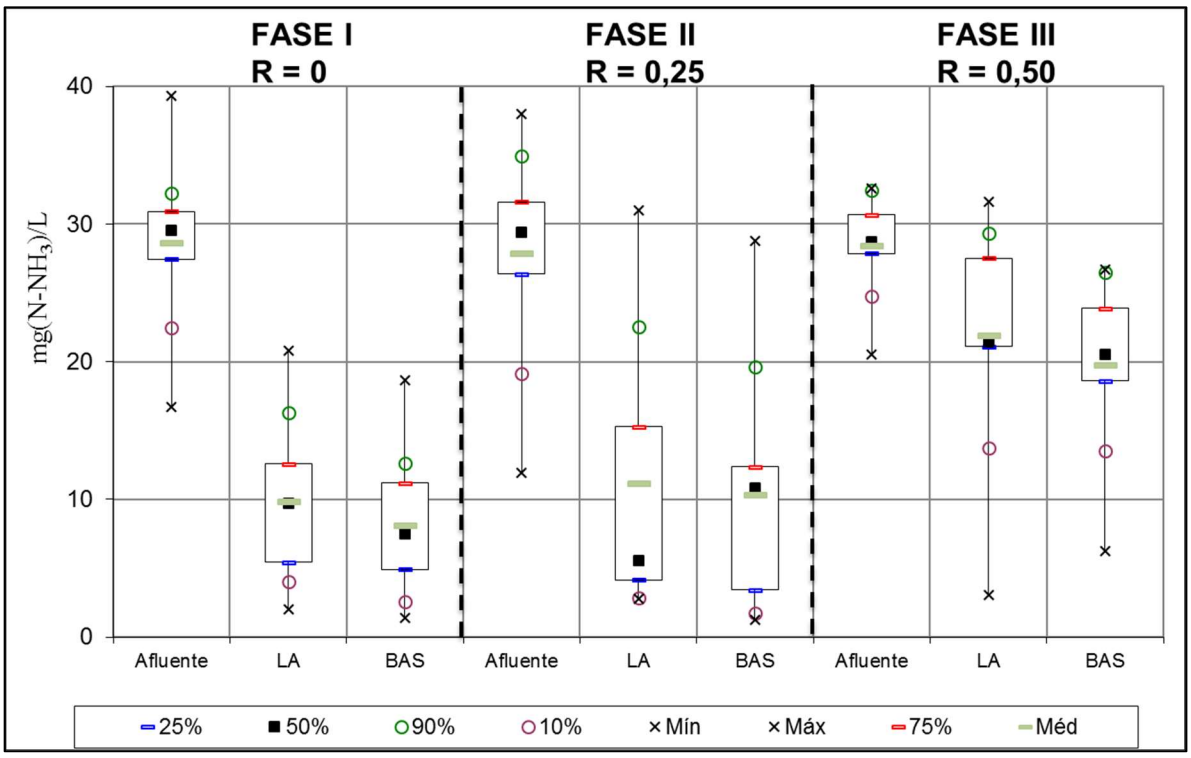


Fonte: o autor

A remoção de nitrogênio total Kjeldahl (Figura 4.9), para as três fases também diminuiu ao se iniciar a recirculação do efluente nitrificado.

Os resultados obtidos em termos de eficiência para o NTK foram: 69,3 ± 20,1, 70,4 ± 19,9 e 40,5 ± 19,6 %, levando a concluir que o incremento na velocidade ascensional do liquido, na fase III influenciou negativamente na remoção de nitrogênio do sistema.

Figura 4.9: Concentração de NTK no afluente e, efluente do LA e BAS, nas fases operacionais estudadas.



Fonte: o autor

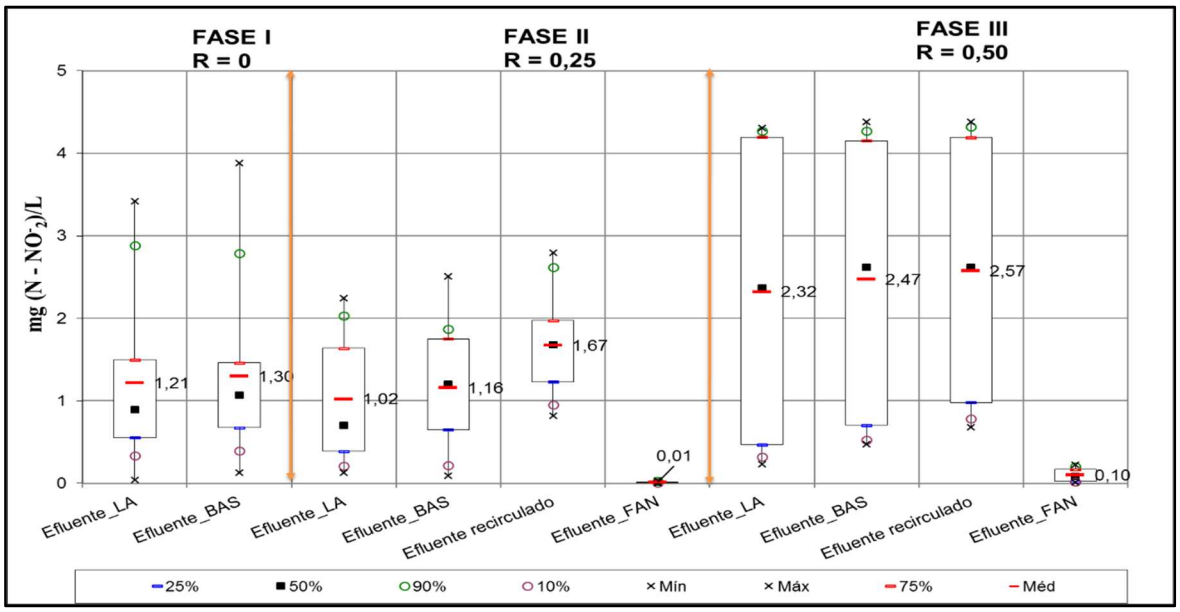
4.7 NITRITO E NITRATO

No reator híbrido anaeróbio não foi detectado nenhuma das formas de nitrogênio, na forma oxidada durante a fase I. Ao longo da operação do sistema com recirculação, na Fase II observou-se a nitrificação e desnitrificação completa, ou seja, a remoção total dos compostos oxidados de nitrogênio oriundos dos reatores aeróbios, respectivamente. Isto indica que cargas superiores de nitrito e nitrato às usadas neste estudo poderiam ser aplicadas aos reatores anaeróbios, para aquela taxa de recirculação de 0,25.

Na Fase III, com incremento na velocidade ascensional do líquido, os resultados alcançados foram inferiores aos da segunda fase, mas a remoção de nitrito nas duas fases foi superior a 96% e a de nitrato superior a 92%.

A Figura 4.10 mostra as concentrações de nitrito no efluente dos reatores híbridos anaeróbio e aeróbio, em todas as fases, sendo que no reator híbrido anaeróbio a concentração de nitrito é proveniente do efluente recirculado do reator híbrido aeróbio.

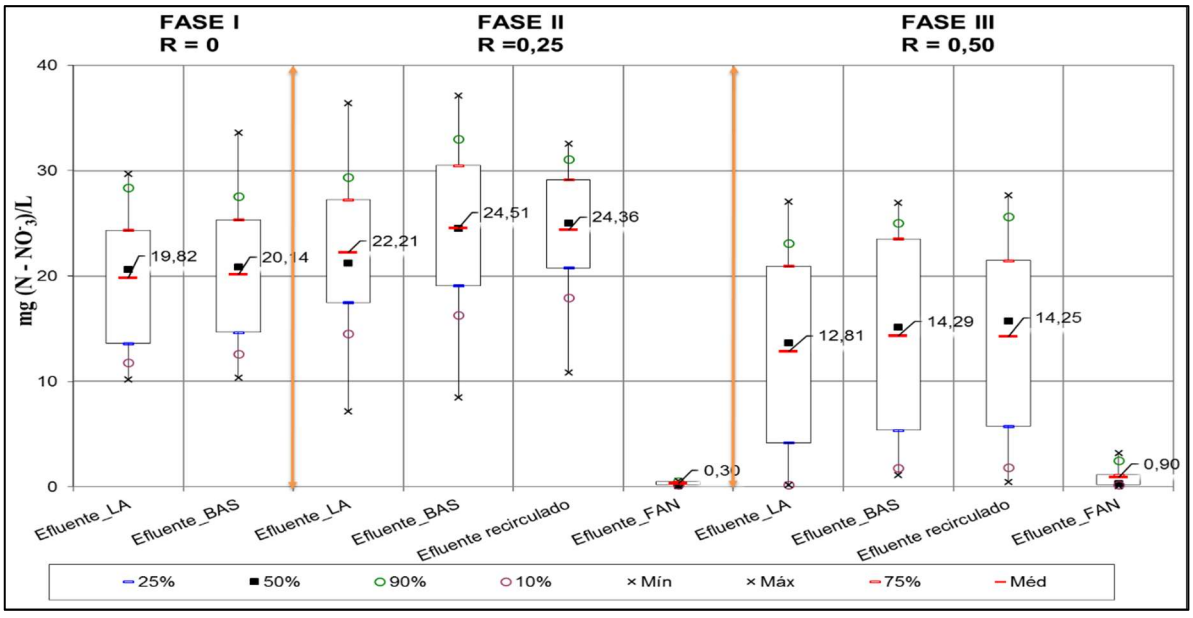
Figura 4.10: Concentração de nitrito no efluente recirculado, efluente do LA, BAS e FAN nas fases I, II e III.



Fonte: o autor

Na Figura 4.11 estão sendo apresentadas, as concentrações de nitrato efluente dos reatores híbridos anaeróbio e aeróbio em todas as fases, com o efluente do reator aeróbio recirculado, estando a concentração remanescente presente no efluente do FAN. Deve-se considerar que os valores de nitrato e nitrito no efluente final que seria de fato descartado do sistema, seriam uma parcela do reator híbrido aeróbio que não foi recirculado.

Figura 4.11: Concentração de nitrato no efluente recirculado, efluente do LA, BAS e FAN nas fases I, II e III.



Fonte: o autor

5 CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos e analisados no decorrer deste trabalho, no qual empregaram-se dois reatores híbridos, sendo um anaeróbio seguido por outro aeróbio, pode-se concluir o seguinte:

- ✓ Durante todas as fases trabalhadas, o efluente do sistema apresentou concentrações média de DQO total inferior a 56,0 $mg.L^{-1}$ e DQO solúvel inferior a 47 $mg.L^{-1}$, com eficiência média superior a 83%.

- ✓ O filtro anaeróbio teve participação importante na remoção dos poluentes remanescentes, advindo do reator UASB. O reator hibrido anaeróbio teve grande contribuição na remoção de matéria orgânica, apresentando eficiência média superior a 60%.

- ✓ Durante as duas fases com recirculação os efluentes dos reatores híbridos anaeróbios e aeróbio apresentaram concentração de sólidos suspensos voláteis menores que 20 $mgSSV.L^{-1}$, levando-nos a concluir que o filtro anaeróbio e biofiltro aerado tiveram grande contribuição na retenção de sólidos.

- ✓ Na Fase II (25% de recirculação), o efluente do reator híbrido anaeróbio não apresentou nenhuma das formas oxidadas de nitrogênio, ocorrendo desnitrificação completa, desta forma a matéria orgânica presente nos reatores anaeróbios, atuaram como boa fonte de carbono para a desnitrificação.

- ✓ O aumento na taxa de recirculação teve maior influência na remoção de nitrogênio na Fase III (50% de recirculação), devido ao incremento na velocidade ascensional do liquido, resultando em oxidação do nitrogênio incompleta; a oxidação do nitrito também sofreu influência desse acréscimo.

- ✓ A alcalinidade presente no efluente do reator híbrido anaeróbio foi superior a alcalinidade do afluente, desta forma os reatores apresentaram boa capacidade de tamponamento.

- ✓ O sistema operado atendeu as expectativas, com o FAN se destacando na retenção dos sólidos proveniente do reator UASB. Bons resultados de

nitrificação foram obtidos no reator híbrido aeróbio, porém o biofiltro aerado submerso, teve pouca contribuição nestes resultados, desta forma poderia ser suprimido desta planta.

6 SUGESTÕES

Algumas sugestões para pesquisas futuras são:

- ✓ Aumentar a altura da caixa de equalização, de modo que haja um ganho de pressão e, consequentemente a perda de carga seja minimizada no filtro e biofiltro.

- ✓ Monitorar a perda de carga no filtro anaeróbio e biofiltro aerado submerso ao longo do tempo.

- ✓ Aumentar o TDH do sistema e, repetir a terceira fase desta pesquisa. Utilizar taxas de recirculação maiores.

- ✓ Utilizar outros tipos de meio suporte avaliando a capacidade de aderência da biomassa.

REFERÊNCIAS

ABREU, S. B.; ZAIAT, M. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário**. Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, n.2, p. 181-188, 2008.

AHN, Y.H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 1709-1721. 2006.

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P.; ALEM SOBRINHO, P. (2001). Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária Ambiental**. Porto Alegre - RS: AIDIS, I-109.

ANDRADE NETO, C O; VAN HAANDEL, A; MELO, H N S. (2002). O Uso do Filtro Anaeróbio para Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios no Brasil. In**: X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2002, Braga, Portugal. Anais... Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. CD-ROM.

APAC - Boletim acumulado mensal de precipitação mensal – Disponível em: http://www.apac.pe.gov.br/meteorologia/acum_mensal_old.php, acesso em: dezembro de 2016.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22th ed.. Washington, D.C.: ed. APHA, 2012.

ARAÚJO, J. C. de; CAMPOS, A. P.; CORREA, M. M. de S.; SILVA, E. C.; SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. Enriquecimento de bactérias anaeróbias oxidadoras de amônia – Anammox. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.2, p. 205-212, 2010.

BARAK, Y. et al. Light-mediated nitrite accumulation during denitrification by *Pseudomonas* sp. Strain JR12. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 64(3), p.813-817, 1998.

BUENO, R. F. Avaliação na nitrificação e desnitrificação simultânea em estação de tratamento de esgoto em escala real. 2016. **Tese** (Doutorado) - Curso de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

CAMPOS, J.L. et al. Nitrification at high ammonia loading rates in an activated sludge unit, **Bioresource Technology**, v. 68, p. 141-148, 1999.

CHAGAS, A. F. Influência da taxa de recirculação de lodo no processo de nitrificação em sistema de FBFAS precedido de reator UASB. 2006.152f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo.

CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and BioTechnology**, v. 5, p. 73-92, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 1997. 380p.

CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, M. C. P. Feasibility of a pilot scale UASB/trickling filter system for domestic sewage treatment. **Water Science and Technology**, Londres, v. 44, n. 4, p. 221-228, 2001.

CONAMA**. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

DAPENA-MORA, A. et al. Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. **Enzyme Microbial Technology**, v. 40, p.859-865, 2007.

DOMINGUES, L. M. Sistema combinado filtro anaeróbio - biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário. 2005. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia civil), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, SP, 2005.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n.1, p. 91-100, 2011.

FIGUEROA, L.A., SILVERSTEIN, J. The effect of particulate organic matter on biofilm nitrification, **Water Environment Reseach**, v. 64, p. 728-733, 1992.

GARBOSSA, L. H. P. Avaliação de sistemas anaeróbio - aeróbio com biomassa imobilizada para remoção de matéria carbonácea e nitrogênio de esgoto sanitário e uso do biogás na desnitrificação. 2006, 125f. **Tese** de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2006.

GIUSTINA, S. V. D. Remoção biológica de nitrogênio utilizando biofiltro aerado submerso multi-estágio. 2009. 161f. **Dissertação** (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

GIUSTINA, S. V. D.; MIRANDA, L. A. S.; MONTEGGIA, L. O. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de efluente de reator UASB. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre. v.15, n.3, p.257-266, Jul /Set. 2010.

GONCALVES, R. F.; VERONEZ, F. A.; KISSLING, C.M.S.; CASSINI, S. T. A. Using a UASB reactor for thickening and digestion of discharged sludge from submerged aerated biofilters. **Water Science and Technology**, Londres, v. 45, n. 10, p. 299-304, 2002.

GONÇALVES, R.F.; ARAÚJO, V.L.; CHERNICHARO, C.A. Tratamento secundário de esgoto doméstico sanitário através da associação em série de reatores UASB e biofiltros aerados submersos. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 19, Foz do Iguaçu, 1997. Anais. Rio de Janeiro, ABES, 1997. p. 450-61.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.; ANDRADE NETO, C.O. de; SOBRINHO, P.A.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M.M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores de biofilme. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Carlos Augusto Lemos Chernicharo (Coordenador). Belo Horizonte, p.171-278, 2001.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.; ANDRADE NETO, C.O. de; SOBRINHO, GONCALVES, T. C. F. Avaliação da prática de retorno de lodo secundário sobre o desempenho de reatores UASB em escala plena: estudo de caso da ETE Laboreaux – Itabira/MG. 73 f. **Dissertação** (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 2015.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R.; ISOLDI, L. A. Pós-tratamento de efluente nitrificado da parboilização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.4, p.271-277, 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Processos anaeróbios reatores UASB. Tratamento de esgoto doméstico**. 4° ed. Rio de Janeiro. 2005.

JORDAO, E.; PESSOA, C. **Tratamento de esgotos domésticos.** 6ª Edição. ABES, Rio de Janeiro, 940 p. 2011.

MADIGAN, T.M. et al. 1997, **Brock Biology of Microorganisms**. 8ª ed., New York: Prentice Hall.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse**. Singapura: McGraw-Hill, 2003.

MORAIS, J. C. Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reator compartimentado anaeróbio / anóxico e aeróbio tratando esgoto doméstico. 139 f. **Tese** (Doutorado) – Escola de Engenharia de Pernambuco, Universidade Federal de Pernambuco, 2015.

MORAIS, J. C.; Gavazza, S.; FLORENCIO, L.; Kato, M. T. Operational aspects of an anaerobic wastewater treatment plant. In: **13th World Congress on Anaerobic Digestion**, 2013, Santiago de Compostela. IWA, 2013. v. 1. p. 1-6.

MURATA, K. B; SANTOS, C. E. D.; et al. Remoção de nitrogênio amoniacal em um reator biológico operado com baixas concentrações de oxigênio dissolvido. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**. V 07, N 12, 2011.

NAIR, R.R. et al. Biological denitrification of high strength nitrate waste using preadapted denitrying sludge. **Chemosphere**, v. 67(8), p.1612-1617, 2007.

O'REILLY, E., RODGERS, M. ZHAN, X. M. Pumped flow biofilm reactors (PFBR) for treating municipal wasterwater. **Water Science & Tecnology**, v. 57, n. 12; p. 1857-1865, 2008.

OLIVEIRA NETTO, A.P.; ZAIAT, M. Treatment of Domestic Sewage in an Anaerobic-Aerobic Fixed-bed Reactor with Recirculation of the Liquid Phase. **Clean**, v.40, p. 965-971, 2012.

OLIVEIRA, L. D. Avaliação do processo de nitrificação em um filtro biológico aerado submerso alimentado com efluente RALF. 100 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Urbana) Universidade Estadual de Maringá, 2012.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNIES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 9, n. 3, p. 279-286, 2003.

PIMENTA, M.C. Utilização de reatores híbridos para a remoção de carbono e nitrogênio em efluentes domésticos. 97 f. **Tese** (Doutorado) – Escola de Engenharia de Pernambuco, Universidade Federal de Pernambuco, 2011.

REGINATTO, V.; SANTANA, F. B.; SCHMIDELL, W; SOARES, H. M. Avaliação de um reator de lodo ativado aplicado à nitrificação utilizando ensaios cinéticos. **Acta Scientiarum. Technology**. Maringá. v.30, n.1, p.49-55, 2008.

RITTMANN, B.E., McCARTY, P.L. Environmental Biotechnology: principles and aplications. **McGraw Hill**, 2001.

SILVA, P. M. J. Avaliação das condições operacionais de sistemas de reatores híbridos anaeróbios e aeróbios na remoção de nitrogênio de esgotos sanitários. 68 f. **Dissertação** (Mestrado) Escola de Engenharia de Pernambuco, Universidade Federal de Pernambuco, 2012.

SNIS – Disponível em: http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e esgotos/diagnostico-ae-2014, acessado em 13/12/2016 ás 5:29.

SOUSA, J. T. de. et al. Avaliação do desempenho do reator UASB na desnitrificação de águas residuárias domésticas. In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Mato Grosso do Sul, 2005. **Anais**... Mato Grosso: ABES, 2005, p.1-6.

SOUSA, J. T. de; FORESTI, E. Utilização de lodo anaeróbio como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias – Gestão e controle ambiental. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.3, n.1, p.69-73, 1999, Campina Grande, PB.

Strous, M.; Heijnen, J. J.; Kuenen, J. G.; Jetten, M. S. M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology Biotechnology**, v.50, p.589-596, 1998.

Strous, M.; van Gerven, E.; Kuenen, G.; Jetten, M. Effects of Aerobic and Microaerobic Conditions on Anaerobic Ammonium-Oxidizing (Anammox) Sludge. **Applied and Environmental Microbiology**, v.63, p.2446-2448, 1997a.

SURAMPALLI, R. Y., TYAGI, R.G. KARL SHEIBLE, O. e HEIDMAN J.A., Nitrification, denitrification, phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, Londres. v.61, n.2, p151-157, 1997.

TORRES, P. & FORESTI, E. Domestic sewage treatment in a pilot system composed of UASB and SRB reactor. **Water Science and Technology**, v.44 (4), p.247-253, 2001.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Nutrient Control **Design Manual State of Technology Review Report**, January, 2009.

Van De Graaf, A. A. et al. Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of 15N studies in a fluidized bed reactor. **Microbiology**, v.143, p.2415-2421, 1997.

VIEIRA, L. G.; FAZOLO, A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Integrated horizontal-flow anaerobic and a radial-flow aerobic for removal of organic matter and nitrogen from a domestic sewage. **Environmental Technology**, Londres, v.24, n.1, p. 51 58, 2003.

VIEIRA, M.J., MELO, L.F. Intrinsic kinetics of biofilms formed under turbulent flow and low substrate concentration. **Bioprocess Engineering**. v.20, n.4, p.369–375, 1999.

VIERA, L.G.T. Desenvolvimento de sistema misto (aeróbio/anaeróbio) de leito fixo para remoção de nitrogênio de esgoto sanitário pré-tratado em reator anaeróbio. São Carlos. 144p. **Tese** (Doutorado) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de águas residuárias – Lodos Ativados**. 2.ed. Belo Horizonte - Minas Gerais: Editora da FCO/UFMG, 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgoto**. Vol. 2. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Belo Horizonte: UFMG. 1996. 211p

WOLFF, D. B. et al. Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores biológicos de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.2, p. 149-154, 2010.

WOLFF, D. B.; OCHOA, J. C.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. Remoção da Poluição Orgânica e Nitrogenada de Esgoto Urbano em Reator Híbrido com Baixa Temperatura. In: XXIX Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 2004, Porto Rico. **Anais**... AIDIS, 2004, Porto Rico. 2004. CD ROM.

ZHANG, L. et al. Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters. **Journal of Zhejiang University Science** B, v.9, p.416-426, 2008.