

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

LUIZ EDUARDO MORAES CASAGRANDE

**SISTEMA DE BANCADA DE FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO E
FILTRAÇÃO-ADSORTIVA PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DE
REATORES ANAERÓBIOS**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA
2014

LUIZ EDUARDO MORAES CASAGRANDE

**SISTEMA DE BANCADA DE FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO E
FILTRAÇÃO-ADSORTIVA PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DE
REATORES ANAERÓBIOS**

Projeto de pesquisa apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, como requisito parcial para a obtenção do título de Engenheiro.

Orientador: Prof. MSc. Bruno de Oliveira Freitas

Co-orientadora: Profa. MSc. Marceley Ferreira Nascimento

LONDRINA

2014



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

Sistema de bancada de flotação por ar dissolvido e filtração-adsortiva para
tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

por

Luiz Eduardo Moraes Casagrande

Monografia apresentada no dia 14 de agosto de 2014 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dra. Joseane Debora Peruço Theodoro
(UTFPR)

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi
(UTFPR)

Prof. Msc. Bruno de Oliveira Freitas
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Joseane Debora Peruço Theodoro
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

AGRADECIMENTOS

À Deus.

À minha família, pelo absoluto apoio em todos os momentos da minha graduação e pesquisa.

Ao meu orientador, professor MSc. Bruno de Oliveira Freitas, pela dedicação ao me orientar, por partilhar do seu conhecimento e disponibilizar seu tempo.

À professora MSc. Marceley Ferreira Nascimento pela presença constante no processo de desenvolvimento deste trabalho.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná e aos meus professores da graduação, que com seus ensinamentos contribuíram para minha formação acadêmica, profissional e pessoal.

Aos amigos que me apoiaram continuamente no decorrer do curso.

RESUMO

CASAGRANDE, Luiz E. M. Sistema de bancada de flotação e filtração-adsortiva para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. 61 f. 2014. TCC (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2014.

O presente trabalho avaliou o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por meio da flotação por ar dissolvido seguida da filtração-adsortiva com o uso de zeólita. O efluente anaeróbio foi o do reator UASB da ETE Zona Norte localizada no município de Londrina-PR. A avaliação foi feita no laboratório de saneamento da UTFPR Campus Londrina em escala de bancada, com o equipamento floteste para promover a flotação e foi adaptado um suporte para fixar os filtros adsorventes posicionados abaixo do floteste. Os leitos adsorventes foram confeccionados em tubos de PVC de 20 mm de diâmetro configurando um modelo de leito fixo com fluxo descendente e com três colunas em paralelo. Os parâmetros fixados na flotação foram $G_{mr} = 800 \text{ s}^{-1}$; $T_{mr} = 15 \text{ s}$; $G_{floc} = 80 \text{ s}^{-1}$; $T_{floc} = 10 \text{ min}$; $P_{sat} = 5 \text{ Bar}$; $R = 20 \%$; $T_{ci} = 30 \text{ s}$ e $V_f = 16 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, utilizou-se o policloreto de alumínio (PAC) como coagulante em quantidade determinada de 90 mg/L de Al_2O_3 de PAC na primeira fase do estudo. Na segunda fase do estudo foi utilizada dosagem de 9 mg/L de Al_2O_3 de PAC e mantiveram-se os mesmos parâmetros fixados na primeira fase. Foi fixada uma taxa de aplicação superficial na filtração que variou de 200 a 300 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. Foram feitas análises no efluente do reator UASB, na saída da etapa de flotação e na saída da etapa de filtração-adsortiva. Os melhores resultados foram obtidos com a dosagem de 90 mg/L de Al_2O_3 de PAC, com eficiências na remoção de 98% para turbidez residual, 97% para cor aparente, 90% para DQO, 100% para nitrogênio amoniacal, 89% para sólidos totais, 81% para sólidos totais fixos e 96% para sólidos totais voláteis. Conclui-se que o sistema de flotação e filtração-adsortiva é uma interessante opção para o tratamento terciário de esgoto sanitário, uma vez que neste estudo houve remoção de sólidos totais fixos e voláteis tanto por flotação como por parte da zeólita. Conclui-se, quanto à adsorção, que a zeólita comercial utilizada, composta por minerais de heulandita, clinoptilolita e mordenita, apresenta boa capacidade de remoção de nitrogênio amoniacal.

Palavras-chave: Adsorção, Coagulação, coagulante, floculação, flotação, efluente, reator anaeróbio, zeólita.

ABSTRACT

CASAGRANDE, Luiz E. M. Benchtop System by flotation and adsorption filtration for post-treatment of UASB reactor's effluent. 61 f. 2014. TCC (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2014.

This essay is supposed to evaluate the post-treatment of UASB reactor's effluent using flotation followed by adsorption filtration using zeolite. The anaerobic effluent that was used in this essay was the one obtained at the ETE Zona Norte's UASB reactor, located in Londrina. The tests took place in the sanitary laboratory at UTFPR Londrina. The adsorption filters were placed right after the flotation test. The adsorption beds were made with 20 mm diameter plastic, configuring a fixed bed model with descendent flow. There were three columns in parallel. The fixed parameters were: $G_{mr} = 800 \text{ s}^{-1}$; $T_{mr} = 15 \text{ s}$; $G_{floc} = 80 \text{ s}^{-1}$; $T_{floc} = 10 \text{ min}$; $P_{sat} = 5 \text{ Bar}$; $R = 20 \%$; $T_{ci} = 30 \text{ s}$ e $V_f = 16 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, the coagulant was 90 mg/L of Al_2O_3 in the first step. In the second step it was 9 mg/L of Al_2O_3 . All the others parameters were the same. On the filtration, the surface application rate varied from 200 to 300 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$. The effluente was analized in the UASB reactor, in the end of the flotation and in the end of the adsorption filtration. The best results were obtained with the dosage from 90 mg/L of Al_2O_3 . The efficiency was 98% for residual turbidity, 97% for apparent color, 90% for QOD, 100% for ammoniacal nitrogen, 89% for total solids, 81% for fixed total solids, and 96% for volatile total solids. It is possible to conclude that the system is a good option for tertiary treatment of wastewater. The zeolite which is commercialized shows that it has a good ammoniacal nitrogen removal capacity.

Keywords: Adsorção, Coagulação, coagulante, floculação, flotação, effluente, reator anaeróbio, zeolite.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Esquema representativo da mistura rápida (Coagulação) e da mistura lenta (Floculação)..... | 24 |
| Figura 2 - Modalidades da flotação por ar dissolvido, com pressurização (FAD): (a) Sistema com pressurização total da vazão afluente; (b) Sistema com pressurização parcial da vazão afluente; (c) Sistema com recirculação pressurizada. | 25 |
| Figura 3 - Concentração de N-NH ₄ da solução após a passagem pela zeólita nova e recuperada. | 31 |
| Figura 4 - Reator UASB da SANEPAR..... | 32 |
| Figura 5 - Ponto de coleta. | 32 |
| Figura 6 – Floteste. | 34 |
| Figura 7 – Transferidor acoplado na barra coletora. | 38 |
| Figura 8 - colunas de adsorção. | 40 |
| Figura 9 - Cascalho e o mineral zeólita já peneirada. | 40 |
| Figura 10 - Conjunto flotação/adsorção..... | 42 |
| Figura 11 - Béqueres posicionados para coleta. | 43 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 - Valores comuns de $DBO_{5,20}$ do efluente e de remoção em sistemas anaeróbios..... | 20 |
| Tabela 2: Variações de pH do efluente UASB e da concentração do coagulante cloreto de polialumínio (PAC)..... | 35 |
| Tabela 3: Variações de pH do efluente UASB e da concentração do coagulante cloreto de polialumínio (PAC)..... | 45 |
| Tabela 4: Caracterização do efluente UASB da ETE Zona Norte, para ensaio com 90 mg/L de Al_2O_3 | 46 |
| Tabela 5: Caracterização do efluente flotado, para os ensaio com 90 mg/L de Al_2O_3 . .. | 47 |
| Tabela 6: Caracterização do efluente final, para os ensaio com 90 mg/L de Al_2O_3 | 49 |
| Tabela 7: Caracterização do efluente UASB da ETE Zona Norte, para ensaio com 9 mg/L de Al_2O_3 | 50 |
| Tabela 8: Caracterização do efluente flotado, para os ensaio com 9 mg/L de Al_2O_3 | 51 |
| Tabela 9: Caracterização do efluente final, para os ensaio com 9 mg/L de Al_2O_3 | 53 |
| Tabela 10: Comparação do afluyente ao sistema de floto-adsorção com o efluente final, para os ensaio com 90 mg/L de Al_2O_3 | 54 |
| Tabela 11: Comparação do afluyente ao sistema de floto-adsorção com o efluente final, para os ensaio com 9 mg/L de Al_2O_3 | 54 |
| Tabela 12: Comparação dos resultados de remoção na fase1 e na fase 2..... | 55 |

LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS E ABREVEATURAS

| | |
|--|---|
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas; |
| Al | Representa o elemento alumínio; |
| Al(OH) ₃ | Hidróxido de alumínio; |
| Al ₂ O ₃ | Fórmula química do óxido de alumínio ou aluminato; |
| Al ³⁺ | Íon trivalente do metal alumínio, substancia ativa na reação de coagulação; |
| APHA | American Public Health Association; |
| bar | Unidade de medida de pressão; |
| CaCO ₃ | Fórmula química do carbonato de cálcio; |
| cm | Centímetro ou centímetros, medida de comprimento; |
| cm/min | Centímetro por minuto, medida de velocidade; |
| CONAMA | Conselho Nacional do Meio Ambiente, órgão do Ministério do Meio Ambiente que legisla resoluções ambientais regulamentadora a nível federal no Brasil; |
| DBO _{5,20} | Demanda Bioquímica de Oxigênio medida no quinto dia, com temperatura constante de 20°C; |
| DQO | Demanda Química de Oxigênio; |
| ETE | Estação de tratamento de esgoto; |
| FAD | Flotação por Ar dissolvido; |
| Fe(OH) ₃ | Hidróxido de ferro; |
| Fe ³⁺ | Íon trivalente do metal ferro, substancia ativa na reação de coagulação; |
| g/L | Grama por litro, medida de concentração; |
| Gfloc | Gradiente de floculação |
| Gmr | Gradiente de mistura rápida |
| Kg | Quilograma, unidade massa; |
| KPa | Quilo pascal, unidade de pressão; |
| L | Litro, medida de volume; |
| L/h | Litro por hora, medida de vazão; |
| Ltda | sigla para limitada, refere-se a um tipo de sociedade empresarial; |
| m ³ | Metro cúbico, medida de volume; |
| m ³ /m ² .d. superficial; | Metro cúbico por metro quadrado dia, unidade da taxa de aplicação |
| mg | Miligrama, medida de massa; |
| mg/L | Miligrama por litro, medida de concentração; |
| ml | Mililitro, medida de volume; |
| ml/min | Mililitro por minuto, medida de vazão; |
| mm | Milímetro, medida de comprimento; |
| N | Representa o elemento químico Nitrogênio; |
| NaCl | Fórmula química para o cloreto de sódio; |
| NBR | Denominação de norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas; |
| N-NH ₄ | Nitrogênio em termos de nitrogênio amoniacal; |

| | |
|---------------------|---|
| NTK | Nitrogênio Total Kjeldahl, compreende a parcela não oxidada de nitrogênio presente em uma amostra (orgânico + amoniacal); |
| P | Representa o elemento químico fósforo; |
| PAC | Policloreto de alumínio ou cloreto de polialumínio, coagulante; |
| pH | Potencial Hidrogeniônico; |
| PR | Estado do Paraná no Brasil; |
| Psat | Pressão de saturação; |
| PtCo | Escala platina-cobalto, unidade de media da cor aparente; |
| R | Fração de recirculação percentual de água saturada com Ar |
| misturada à amostra | bruta, em termos de volume; |
| rpm | Rotação ou rotações por minuto; |
| s | Segundo ou segundos, medida de tempo; |
| s ⁻¹ | Por segundo, unidade da taxa de rotação do rotor; |
| Sanepar | Companhia de Saneamento do Paraná; |
| Si | Representa o elemento silício; |
| SST | Sólidos suspensos totais; |
| ST | Sólidos totais; |
| STF | Sólidos totais fixos; |
| STV | Sólidos totais voláteis; |
| TAS | Taxa de aplicação superficial; |
| Tci | Tempo de coleta; |
| Tfloc | Tempo de floculação; |
| Tmr | Tempo de mistura rápida; |
| UASB | Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo; |
| uC | Unidades de Cor; |
| UNT | Unidades Nefelométrica de Turbidez, unidade de media para |
| turbidez; | |
| Vf | Velocidade de flotação; |
| °C | Graus Célsius, medida de temperatura; |
| µm | Micrometro, medida de comprimento; |

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO | 12 |
| 2. OBJETIVOS | 14 |
| 2.1 OBJETIVO GERAL..... | 14 |
| 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 14 |
| 4. REFERENCIAL TEÓRICO | 15 |
| 4.1 SISTEMAS ANAERÓBIOS DE TRATAMENTO..... | 15 |
| 4.1.1 VANTAGENS E DESVANTAVENS | 16 |
| 4.2 LEGISLAÇÃO | 17 |
| 4.2 PÓS-TRATAMENTO DE REATORES ANAERÓBIOS | 20 |
| 4.2.1 FLOTAÇÃO | 21 |
| 4.2.2 ADSORÇÃO POR ZEÓLITAS | 28 |
| 5. MATERIAIS E MÉTODOS | 32 |
| 5.1 LOCAL DA COLETA..... | 32 |
| 5.2 METODOS DE AMOSTRAGEM..... | 33 |
| 5.3 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DO REATOR UASB | 33 |
| 5.4 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO | 33 |
| 5.4.1 PARÂMETROS FIXADOS | 36 |
| 5.4.2 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS REALIZADAS | 36 |
| 5.4.3 PROCEDIMENTOS | 37 |
| 5.5 ENSAIO DE FLOTO-ADSORÇÃO | 39 |
| 5.5.1 MATERIAL ADSORVENTE (ZEÓLITA) | 41 |
| 5.5.2 VERIFICAÇÃO DA GRANULOMETRIA DA ZEÓLITA..... | 41 |
| 5.5.4 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS REALIZADAS | 42 |
| 5.5.5 PROCEDIMENTO..... | 42 |
| 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 45 |
| 6.1 AVALIAÇÃO DA DOSAGEM DE CLORETO DE POLIALUMÍNIO (PAC) | 45 |
| 6.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE FLOTO-ADSORÇÃO COM 90 MG/L DE Al_2O_3 DE PAC..... | 45 |
| 6.2.1 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE UASB COLETADO | 46 |
| 6.2.2 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE FLOTADO | 47 |
| 6.2.3 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE FINAL | 48 |
| 6.3 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE FLOTO-ADSORÇÃO COM 9 MG/L DE Al_2O_3 DE PAC..... | 50 |
| 6.3.1 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE COLETADO..... | 50 |
| 6.3.2 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE FLOTADO | 51 |
| 6.3.3 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE FINAL | 52 |

| | |
|---|-----------|
| 6.4 AVALIAÇÃO DOS ENSAIOS NA REDUÇÃO DOS PARAMETROS | 53 |
| 7. CONCLUSÃO | 57 |
| RECOMENDAÇÕES..... | 58 |
| REFERÊNCIAS..... | 59 |

1. INTRODUÇÃO

A água é o elemento fundamental para a manutenção da vida em geral, e esta necessidade reflete diretamente no seu grande consumo por parte do homem. Para Leme (2010), o aumento do consumo de água passa a ser preocupante, já que houve um crescimento populacional e conseqüentemente a intensificação das atividades agrícolas, pecuárias e do desenvolvimento industrial e agroindustrial. Esses fatores são as principais causas da geração e do lançamento de resíduos brutos (líquidos ou sólidos) nos solos, rios, lagos e mares, assim prejudicam a fauna, a flora e o equilíbrio dos ecossistemas em geral.

Branco¹ (1986 apud LEME, 2010) define dois aspectos relacionados com o lançamento de esgotos e águas residuárias nos cursos de água: a proteção do manancial contra os efeitos da poluição e a proteção do manancial contra os efeitos de contaminação dos lançamentos de efluentes, problemas de âmbitos sociais que interferem na qualidade de vida e na saúde da população.

Uma solução existente para a questão de poluição e contaminação dos mananciais são os tratamentos de água e esgoto. A falta de saneamento básico no Brasil contribui para a baixa qualidade da água, já que os efluentes, em muitas regiões, são lançados nos rios sem o devido tratamento, alterando os ecossistemas aquáticos e ocasionando problemas sociais. Portanto, faz-se necessário a utilização de tecnologias para buscar o avanço sustentável, ou seja, aprimorar o desenvolvimento de processos tornando seu tratamento mais eficiente.

O tratamento mais comum utilizado para efluentes sem grande variação em sua característica é o uso de reatores anaeróbios. A qualidade dos efluentes de reatores anaeróbios, durante o tratamento de esgotos sanitários, na maioria das vezes, não atende às exigências das legislações ambientais em geral. Conseqüentemente é necessária a aplicação de um sistema complementar, de pós-tratamento, para a melhoria do efluente final do processo. Entretanto, são importantes os estudos de unidades complementares de tratamento de esgoto, tais como a flotação e a adsorção por zeólita capazes de satisfazer tais exigências. A flotação é uma potencial alternativa

¹ Branco, S.M. Hidrologia aplicada à engenharia sanitária. 3 ed. São Paulo: Cetesb, 1986

para o pós-tratamento dos efluentes anaeróbios assim como a adsorção de compostos nitrogenados por zeólitas. A flotação combinada com agentes coagulantes pode remover sólidos em suspensão, matéria orgânica dissolvida e o fósforo. Além destes benefícios, a flotação proporciona a redução dos teores de gases odoríferos e eleva o nível de oxigênio dissolvido, o que resulta num efluente de melhor qualidade (AISSE et al., 2001).

A adsorção por parte das zeólitas está relacionada com a remoção de nitrogênio contido no efluente, esta fase se torna importante na definição da qualidade da água, pois o nitrogênio pode ser uma substância tóxica na forma de amônia, o que pode comprometer diretamente a qualidade dos ecossistemas aquáticos. Outro benefício por parte do meio granular (zeólita) e a possível retenção de sólidos como ocorre nos filtros de areia.

O sistema de pós-tratamento de efluentes anaeróbios, utilizando a flotação e a adsorção tende a elevar a qualidade do efluente, apresentando-se como uma boa opção para o tratamento de esgoto sanitário. A presente pesquisa está inserida no contexto de estudo da eficiência dos reatores anaeróbios, pois avalia o sistema de floto-adsorção para o pós-tratamento do efluente desses reatores. Contudo, objetivou-se buscar uma tecnologia adequada que atenda as exigências das legislações e melhore a qualidade dos efluentes sanitários.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como objetivo geral estudar o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, por meio da flotação por ar dissolvido seguida da filtração-adsortiva, com a intenção de remover matéria orgânica, sólidos totais e nitrogênio do esgoto sanitário.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- Determinar uma dosagem para o coagulante químico, no caso o Policloreto de Alumínio, que seja mais eficiente na flotação em termos de cor aparente e turbidez.
- Avaliar a remoção de matéria orgânica, turbidez e cor aparente por flotação por ar dissolvido.
- Avaliar a remoção de sólidos totais por flotação e pela filtração-adsortiva.
- Avaliar a remoção de nitrogênio por adsorção.

4. REFERENCIAL TEÓRICO

O autor deste trabalho apresenta neste tópico a essência dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto como é feito, suas vantagens e desvantagens, abordando também suas problemáticas, principalmente apontando os requisitos da legislação que o método não atende. Além disso, exemplifica algumas tecnologias de pós-tratamento anaeróbio e ainda ressalta a construção de um sistema de bancada de floto-adsorção para o estudo do pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

4.1 SISTEMAS ANAERÓBIOS DE TRATAMENTO

Os sistemas anaeróbios consistem na capacidade de microrganismos envolvidos usarem compostos orgânicos biodegradáveis que podem ser removidos dos sistemas de tratamentos já que se transformam em subprodutos, sendo que estes podem apresentar forma sólida, líquida (água) ou gasosa (gás carbônico, metano) (CHERNICHARO, 2007).

Até a década de 70, o uso do processo anaeróbio para o tratamento de esgotos era utilizado restritamente em fossas séptica e tanques Imhoff (visando à estabilização do lodo retido), lagoas anaeróbias e aos digestores de lodos produzidos no tratamento da fase líquida de estações de tratamento de esgotos. A evolução foi acelerada, no começo da década de 80 começava no Brasil estudos para a utilização do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), desenvolvido na Holanda para o tratamento de esgotos sanitários (SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

O tratamento chamou atenção por sua simplicidade e eficiência, produzindo lodo já estabilizado com baixo custo. Os reatores UASB ganharam espaço e começaram a ser usados em diversas estações de tratamento, com destaque para a Escola de Engenharia de São Carlos (USP) e a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) (SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

De acordo com Chernicharo (2007) "até recentemente, a utilização dos processos anaeróbios, para o tratamento de efluentes líquidos, era considerada antieconômica e problemática". Essa realidade se deve ao processo delicado, uma vez que a recuperação do sistema é lenta quando a biomassa é exposta a condições

ambientais adversas.

Todavia, com o desenvolvimento dos "sistemas de alta taxa", que se caracterizam por reter grandes quantidades de biomassa, mesmo com a aplicação de baixos tempos de detenção hidráulica, consegue-se manter um elevado tempo de retenção de sólidos.

Baseado nesse desenvolvimento, Chernicharo (2007) afirma que “o resultado é a obtenção de reatores compactos, com volume bastante inferiores aos digestores anaeróbios convencionais, mantendo-se, no entanto, o elevado grau de estabilização do lodo”. Podemos definir esses sistemas como mecanismos de retenção de biomassa, importantes para os reatores anaeróbios serem operados com baixo tempo de detenção hidráulica e elevados tempos de retenção celular (CHERNICHARO, 2007). O sistema requer área reduzida e pequena mão de obra operacional (LEME, 2010).

4.1.1 VANTAGENS E DESVANTAVENS

Considerando a necessidade por sistemas simplificados de tratamento de esgotos, estes devem atender alguns requisitos básicos como: baixo custo de implantação, elevada sustentabilidade do sistema, simplicidade e baixo custo operacional, pouco ou nenhum problema com a disposição do lodo e possibilidade de aplicação em pequena escala.

Ainda não foi verificada nenhuma solução que atenda todos os requisitos, mas existem várias alternativas que integram em maior ou menor grau. No Brasil, os sistemas anaeróbios encontram maior aplicabilidade, já que se enquadram em fatores como baixo custo, simplicidade operacional e baixa produção de sólidos, aliadas às condições ambientais favoráveis. Acompanhe no Quadro 1 algumas vantagens e desvantagens:

Quadro 1 – Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio.

| Vantagens | Desvantagens |
|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> Baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior a que ocorre nos processos aeróbios; | <ul style="list-style-type: none"> As bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por um grande número de compostos; |
| <ul style="list-style-type: none"> Baixo consumo de energia; | <ul style="list-style-type: none"> A partida do processo pode ser lenta, na ausência de lodo de semente adaptado; |
| <ul style="list-style-type: none"> Baixa demanda de área; | <ul style="list-style-type: none"> Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária; |
| <ul style="list-style-type: none"> Baixos custos de implantação; | <ul style="list-style-type: none"> A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas; |
| <ul style="list-style-type: none"> Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico; | <ul style="list-style-type: none"> Possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis; |
| <ul style="list-style-type: none"> Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses; | <ul style="list-style-type: none"> Possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável; |
| <ul style="list-style-type: none"> Tolerância a elevadas cargas orgânicas; | <ul style="list-style-type: none"> Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória; |
| <ul style="list-style-type: none"> Aplicabilidade em pequena e grande escala; | |
| <ul style="list-style-type: none"> Baixo consumo de nutrientes; | |

Fonte: Chernicharo et al. (2001).

4.2 LEGISLAÇÃO

As legislações federais e estaduais classificam os corpos d'água, em função de seus usos preponderantes e estabelece, para cada classe de água, os padrões de qualidade a serem mantidos.

A maioria dos corpos d'água receptores, no Brasil, se enquadra na Classe 2, de acordo com a resolução CONAMA n° 357/05, onde se destaca os parâmetros indicados no Quadro 2, como padrões de qualidade a serem mantidos no corpo receptor:

Quadro 2 - Padrões de qualidade a serem mantidos no corpo receptor.

| Parâmetros | Valor limite |
|---|--|
| Demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20}) | Até 5 mg/L O ₂ |
| Oxigênio dissolvido (OD) | Até 5 mg/L O ₂ |
| Nitrogênio amoniacal total | Até 3,7 mg/L N, para pH ≤ 7,5 Até 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 Até 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 Até 0,5 mg/L N, para pH > 8,0 |
| Turbidez | Até 100 UNT |
| Materiais flutuantes | Virtualmente ausentes |
| Óleos e graxas | Virtualmente ausentes |
| Resíduos sólidos objetáveis | Virtualmente ausentes |

Fonte: Resolução CONAMA n° 357/05.

A resolução n° 430 de 2011, do CONAMA impõem a qualidade mínima a ser atendida por efluentes de qualquer fonte poluidora, para lançamento em corpos de água, como exemplifica o Quadro 3:

Quadro 3 - Padrões de lançamento de efluente.

| Parâmetros | Valor limite |
|-----------------------------------|---------------|
| pH | Entre 5 e 9 |
| Materiais sedimentáveis | Até 1 ml/L |
| Óleos minerais | Até 20 mg/L |
| Óleos vegetais e gorduras animais | Até 50 mg/L |
| Materiais flutuantes | Ausentes |
| Nitrogênio amoniacal total | Até 20 mg/L N |
| DBO _{5,20} | Até 120mg/L |

Fonte: Resolução CONAMA n° 430/11.

Em relação à legislação estadual, para o estado do Paraná a resolução nº 70 de 2009, do CEMA impõem os padrões de lançamento de efluentes em corpos de água, entre eles esta a $DBO_{5,20} = 50 \text{ mg/L}$ e $DQO = 200 \text{ mg/L}$.

Um parâmetro que merece a atenção e que é instrumento de verificação dos órgãos ambientais é a demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), para lançamento de efluentes sanitários é estabelecido pela resolução nº 430, do CONAMA uma concentração máxima de 120 mg/L , sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de $DBO_{5,20}$, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

No estado de São Paulo este limite fica ainda mais restrito, onde o Decreto nº 8.468 de 8 de setembro de 1976 impõe o padrão de emissão de qualquer efluente líquido com $DBO_{5,20}$ sobre o valor máximo de 60 mg/L . Vale ressaltar que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento de águas residuárias que reduza a carga poluidora em termos de $DBO_{5,20}$ do despejo em no mínimo 80%.

Dentre os parâmetros do Quadro 3 consta para Nitrogênio Amoniacal Total o limite de $20,0 \text{ mg/L N}$. Contudo, a Resolução CONAMA nº 397 de 2008 permite que este limite seja ultrapassado, uma vez que acrescenta um parágrafo onde especifica que o parâmetro nitrogênio amoniacal total não é aplicável em sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

Seguindo os parâmetros das legislações, para Chernicharo et al. (2001) “o fato da limitação da $DBO_{5,20}$ tem sido o que mais tem restringido o uso de sistemas anaeróbios sem pós-tratamento para o tratamento de efluente sanitário”. Este fato pode ser observado com os valores típicos da concentração de $DBO_{5,20}$ nos processos anaeróbios, quando bem operados, apresentados por Chernicharo et al. (2001) na Tabela 1.

Tabela 1 - Valores comuns de DBO_{5,20} do efluente e de remoção em sistemas anaeróbios.

| Sistema anaeróbio | DBO _{5,20} do efluente (mg/L) | Eficiência de remoção de DBO _{5,20} (%) |
|---|--|--|
| Lagoa anaeróbia | 70 a 160 | 40 a 70 |
| Reator UASB | 60 a 120 | 55 a 75 |
| Fossa séptica | 80 a 150 | 35 a 60 |
| Tanque Imhoff | 80 a 150 | 35 a 60 |
| Fossa séptica seguida de filtro anaeróbio | 40 a 60 | 75 a 85 |

Fonte: Chernicharo et al. (2001).

Para alcançar a eficiência de remoção de DBO_{5,20} exigida pela legislação brasileira e reduzir as concentrações de outros parâmetros como nitrogênio e fósforo, que contribuem com a poluição de rios e ocasiona o processo de eutrofização de lagos, o uso de reatores anaeróbios pode ser acompanhado de tratamento complementar, podendo ser aeróbio ou físico-químico.

4.2 PÓS-TRATAMENTO DE REATORES ANAERÓBIOS

Os reatores anaeróbios não produzem efluente que atende aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. Por isso, o pós-tratamento se faz necessário, como uma forma de adequar o efluente tratado aos requisitos exigidos pela legislação. Para Chernicharo et al. (2001)

"o principal papel do pós-tratamento é o de complementar a remoção da matéria orgânica, bem como o de proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados no tratamento anaeróbio, como os nutrientes (N e P) e os organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos)".

O pós-tratamento visa melhorias à qualidade microbiológica dos efluentes, as limitações impostas à utilização dos esgotos tratados na agricultura e também os danos ambientais provocados pelas descargas remanescentes inadequadas em corpos receptores. Neste contexto serão apresentados neste trabalho dois processos de pós-tratamento que são: a flotação por ar dissolvido e a filtração-adsortiva por zeólita.

4.2.1 FLOTAÇÃO

O pós-tratamento utilizando o sistema de flotação remove principalmente sólidos em suspensão e, quando em combinação com agentes coagulantes, pode remover nutrientes, principalmente o fosfato. Aisse et al. (2001) reforça que entre os benefícios da flotação está a “redução dos teores de gases odoríferos, além de elevar o nível de oxigênio dissolvido, o que resulta num efluente de melhor qualidade”.

A flotação envolve as fases líquida, sólida e gasosa. É utilizada para separar partículas suspensas ou materiais graxos de uma fase líquida.

“A separação é produzida pela combinação de bolhas de gás, geralmente o ar, com a partícula, resultando num agregado, cuja densidade é menor que a do líquido e portanto, sobe à superfície do mesmo, podendo ser coletada em uma operação de raspagem superficial (METCALF; EDDY, 2003).

Existem varias técnicas de flotação que buscam sempre a separação sólido-líquido, os processos são geralmente classificados de acordo com o método de produção de bolhas.

Na flotação por ar disperso, a formação de bolhas de ar é feita por agitação do líquido, à pressão atmosférica, e os diâmetros das bolhas produzidas são relativamente grandes, cerca de 1.000 μm , quando comparados com o tamanho dos sólidos (MAIA; BEZERRA, 1981).

Um método que proporciona vantagens no tratamento de efluente sanitário é a flotação por ar dissolvido (FAD) que produz microbolhas na ordem de 30 a 120 μm com uma pressurização de 140 a 350 KPa. As vantagens da flotação por ar dissolvido é a possibilidade de flexibilidade do processo, porque permite uma faixa de pressão maior, sendo possível o controle da quantidade de ar desprendida aliada ao pequeno tamanho das bolhas formadas (AISSE et al., 2001).

De acordo com Aisse et al. (2001) a flotação por ar dissolvido por pressurização funciona da seguinte forma:

“o ar é injetado na entrada de uma câmara de saturação, enquanto o líquido se encontra sob pressão. No interior dessa câmara ocorre a dissolução de ar na massa líquida pressurizada, sendo, em seguida, o líquido exposto a condições atmosféricas. A redução brusca de pressão provoca o desprendimento do ar na forma de minúsculas bolhas, que aderem às partículas em suspensão, flutuando à superfície”.

A principal função das microbolhas de ar no processo de FAD é diminuir a densidade dos conjuntos “flocos+bolhas” em relação a densidade da água, assim quanto maior o volume de bolhas ligadas aos flocos, menor a densidade relativa e maior a velocidade ascendente dos conjuntos “flocos+bolhas”. Outras características das microbolhas, quando utilizada em tratamento de esgoto, são o aumento do nível de oxigênio dissolvido e o arraste dos gases odoríferos para fora do efluente final (AISSE et al., 2001).

Além da presença de microbolhas de ar para que a flotação tenha sucesso é necessário que se promova a coagulação química e a floculação das partículas dispersas na água. O efluente de reatores anaeróbios pode conter uma variedade de impurezas, destacando-se partículas coloidais e substâncias húmicas. Essas impurezas apresentam carga superficial negativa, impedindo que as mesmas se aproximem uma das outras. Para que essas impurezas possam ser removidas por flotação é preciso alterar algumas características da água e, conseqüentemente, das impurezas, através da coagulação e da floculação (DANTAS et al., 2008).

O processo de coagulação pode ser conseguido pela adição de produtos químicos desestabilizantes (coagulantes) como sais de ferro ou de alumínio, cal e polímeros orgânicos sintéticos. Os mecanismos de coagulação são classificados da seguinte maneira na literatura:

- Compressão da camada difusa: com a adição de íons de carga contrária às partículas, ou seja, íons de cargas positivas, ocorre um excesso de íons na camada difusa e fazem com que se reduza o volume da esfera para manter-se eletricamente neutra (DI BERNARDO, 2005). Desta forma haverá menor repulsão entre os colóides resultando na coagulação. Segundo Aisse et al. (2001), este mecanismo não ocorre em tratamento de águas residuárias.
- Adsorção e neutralização da carga: nesse processo, após a dispersão do coagulante, ocorrem interações entre o coagulante-colóide, coagulante-solvente e colóide-solvente que desestabilizam uma dispersão coloidal (AISSE, 2001). Os polieletrólitos apresentam uma forte tendência de

agregação nas interfaces. Os sais de Fe^{3+} e Al^{3+} utilizados como coagulantes, são considerados polieletrólitos, porque formam elementos hidrolisados polinucleares, que são prontamente adsorvidos na interface partícula-água. Quando uma quantidade de sais de Fe^{3+} ou de Al^{3+} é adicionada à água residuária e esta quantidade é suficiente para exceder a solubilidade máxima do hidróxido do metal correspondente, as reações hidrolíticas ocorrem, originando, desde a produção de $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ou de $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, até a formação de precipitados de hidróxidos de metais (ODEGAARD², 1979 apud AISSE et al., 2001).

- Varredura: esse mecanismo ocorre quando é adicionado um coagulante, sulfato de alumínio ou cloreto férrico, em concentrações suficientes altas para causar a rápida precipitação de um hidróxido de metal como $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_3$ por exemplo. Este mecanismo vem sendo bastante empregado em estações de tratamento de água do tipo completa, sendo esta com floculação e sedimentação antecedendo a filtração (ODEGAARD, 1979 apud AISSE, 2001).
- Adsorção e formação de pontes: esse mecanismo ocorre quando há a adição de polímeros orgânicos reduzindo assim as dosagens de coagulantes. Nessa situação, a coagulação pode ocorrer por intermédio das formação das pontes químicas quando as partículas coloidais são adsorvidas na superfície das diversas cadeias dos polímeros (LIBÂNIO, 2010).

As partículas suspensas nas águas residuárias variam entre 0,005 μm e cerca de 100 μm . A dupla camada elétrica presente em sua superfície impede a ligação entre as partículas coloidais. Na presença do agente coagulante aumenta-se a tendência de agregação ou fixação dos coloides (AISSE et al., 2001).

“Apos a coagulação, é necessária a agitação relativamente lenta, com o

² ODEGAARD. H. Chemical Floc Formation in Wastewater Treatment - An Introduction. Prog. Wat. Tech., Supl. 1, p. 103-110, Pergamon Press, 1979.

objetivo de proporcionar encontros entre as partículas menores para formar agregados maiores ou flocos. Com o aumento do tamanho dos flocos, as forças de cisalhamento podem causar sua ruptura. A agregação e a ruptura ocorrem simultaneamente, conduzindo a uma única condição de distribuição de tamanho dos flocos” (DANTAS et al., 2008).

Logo, no processo de flotação o efluente passa por dois tipos de mistura, a mistura rápida que é responsável pela distribuição homogênea dos produtos químicos na água, para ocorrer à coagulação e a mistura lenta encarregada da agregação das partículas desestabilizadas com o intuito de formar flocos. A representação esquemática é apresentada na Figura 1.

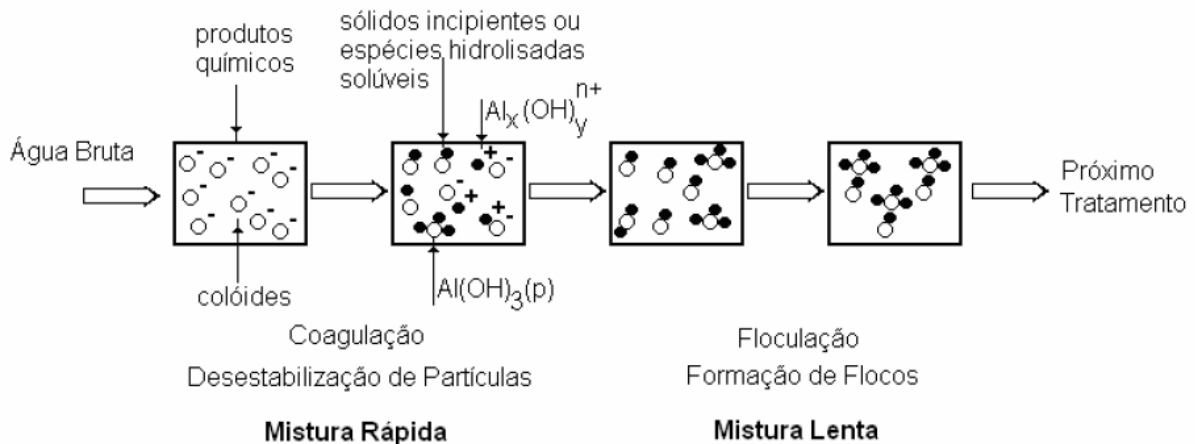


Figura 1 - Esquema representativo da mistura rápida (Coagulação) e da mistura lenta (Floculação).

Fonte: Dantas et al (2008).

A eficiência da floculação depende de fatores relacionados ao desempenho da unidade de mistura rápida como, tipo de coagulante, pH de coagulação, temperatura da água, concentração da solução de coagulante, tempo e gradiente de velocidade de mistura rápida, geometria do equipamento de floculação e qualidade da água bruta. Os sistemas de FAD são utilizados de três formas, dependendo do método de pressurização empregado: pressurização total, parcial e com recirculação, como mostra a Figura 2.

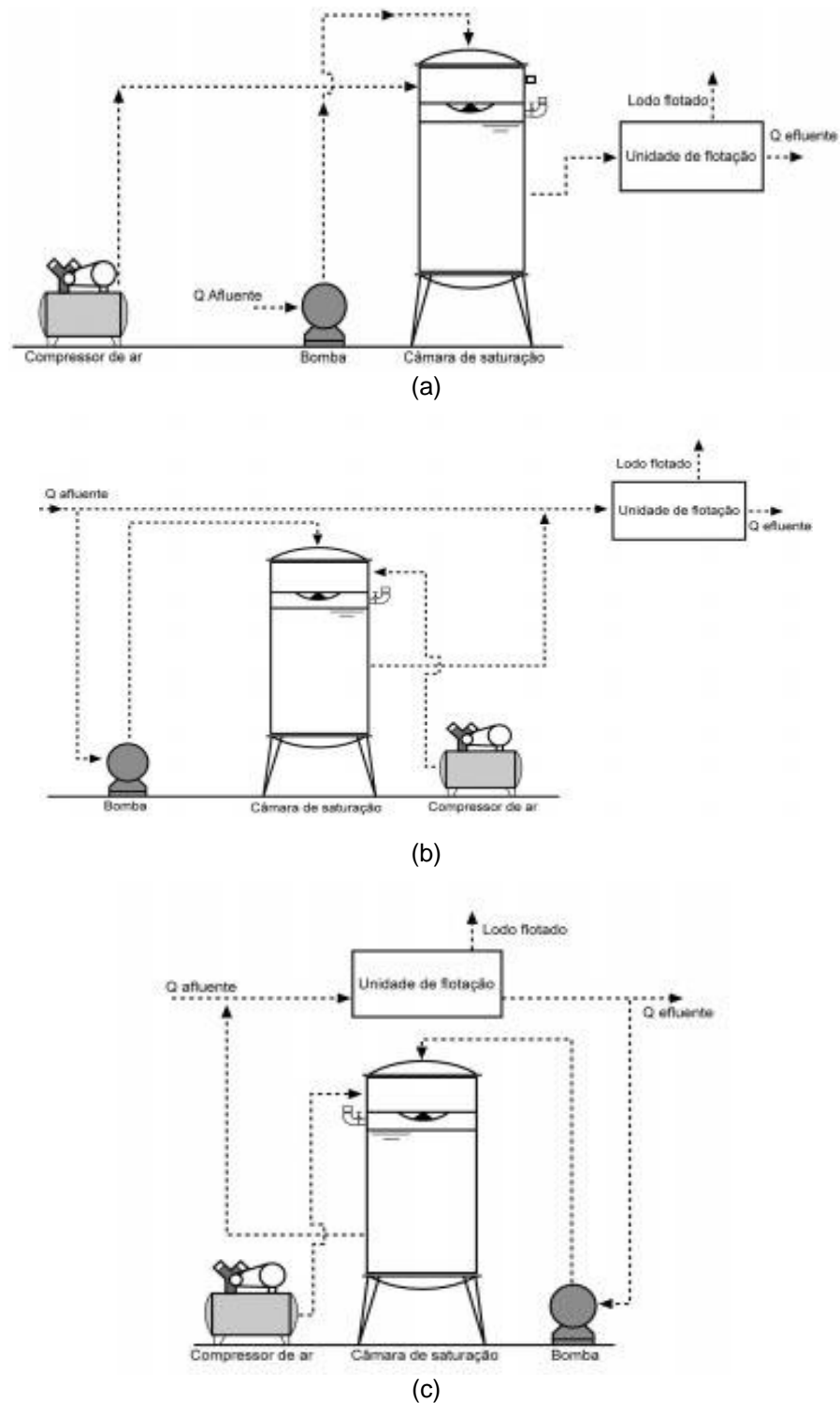


Figura 2 - Modalidades da flotação por ar dissolvido, com pressurização (FAD): (a) Sistema com pressurização total da vazão afluyente; (b) Sistema com pressurização parcial da vazão afluyente; (c) Sistema com recirculação pressurizada.

Fonte: REALI (1991).

Estudos já realizados com a associação de reatores anaeróbios e flotação serviram para confirmar o alto desempenho da junção das duas tecnologias. A seguir são apresentados alguns trabalhos.

Jurgensen e Richter (1994) estudaram a flotação como pós-tratamento de efluentes anaeróbios de reatores tipo UASB. Segundo os autores os efluentes de reatores anaeróbios apresentam características boas, que facilitam a flotação, tais como, baixa concentração de sólidos totais, pH entre 6,5 e 7,5 e alcalinidade suficiente para reações com coagulantes metálicos (sulfato de alumínio e cloreto férrico). Foram realizados testes laboratoriais, na ETE Ronda, na cidade de Ponta Grossa – PR (Sanepar), com aplicação dos processos de coagulação, floculação e flotação, no efluente do reator anaeróbio. Obtiveram-se os seguintes resultados: turbidez do efluente inferior a 1 UNT; DBO inferior a 14mg/L, atingindo em algumas amostras 2 mg/L, resultando eficiências superiores a 90% em termos de remoção de DQO e SST (JURGENSEN; RICHTER, 1994).

Penetra (1998) desenvolveu estudos visando o efeito da dosagem de cloreto férrico e da variação de pH na eficiência de um sistema de flotação, em escala de laboratório, alimentado com efluente de reator UASB (18 m³), tratando esgoto sanitário. O tempo de detenção hidráulica no reator UASB era de 8 horas. Os ensaios foram conduzidos com variação da dosagem do cloreto férrico de 30 a 110 mg/L, e da variação do pH de 5,1 a 7,6 com a aplicação de cal. O tempo de floculação de 60 minutos, o gradiente de velocidade 60 s⁻¹, a pressão de saturação empregada de 450 KPa e a fração de recirculação de 20% foram mantidos constantes ao longo dos ensaios. A velocidade de flotação foi variável, entre 5 e 25 cm/min. Os melhores resultados obtidos pelo autor, na remoção da DQO foi de 91% utilizando dosagem de 65 mg/L de cloreto férrico e pH de 5,3. Nesta dosagem, a remoção de fosfato total, SST, turbidez e cor foram de 95%, 95%, 97% e 92%, respectivamente. A dosagem citada foi também a menor que permitiu uma aparente estabilidade do sistema de flotação, para diferentes velocidades de flotação (PENETRA³, 1998 apud AISSE, 2001).

³ PENETRA, R.G. Pós-tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo. São Carlos, 140 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1998.

Reali et al. (1998) concentraram esforços em um estudo que investigou a eficiência da flotação em pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio UASB, onde o foco da pesquisa foi a avaliação do gradiente médio de velocidade (G_f) e do tempo de floculação (T_f). Após a realização de vários ensaios preliminares, foram mantidos constantes os seguintes parâmetros: dosagem de 65 mg/L de cloreto férrico, 30 s e gradiente médio de velocidade de 1100 s^{-1} na mistura rápida, fração de recirculação de 20% na etapa de flotação e pressão de saturação de 450 kPa. Verificou-se que o emprego de valores de G_f em torno de 80 s^{-1} e de T_f entre 15 e 25 minutos, forneceram excelentes resultados no sistema de FAD, com remoção de até 91% de DQO, 96 % de fósforo total 98% de turbidez e 98% de sólidos suspensos. Para essas mesmas condições, verificou-se remoção de NTK, ao redor de 31% (REALI; PENETRA; CAMPOS, 1998).

Filho e Brandão (2000) apresentaram no Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental uma avaliação da flotação por ar dissolvido sob pressão (FAD) como sistema de pós-tratamento para efluentes de reatores anaeróbios de fluxo ascendente. O procedimento operacional incluiu uma etapa de mistura rápida, seguida de floculação e flotação em escala de bancada, utilizando sulfato de alumínio como coagulante.

Foram avaliadas a influência das condições do pré-tratamento, como faixa de dosagem ótima de coagulante e tempo de floculação, e a influência dos parâmetros de processo da flotação, como a taxa de aplicação superficial e a taxa de recirculação.

Os melhores resultados foram obtidos com dosagem do coagulante entre 160 e 240 mg/L, tempo de floculação entre 2,5 a 10 minutos, tempo de mistura rápida de 1 minuto, gradiente de mistura de 1000 s^{-1} , gradiente de floculação de 100 s^{-1} , pressão de saturação de 500 kPa e a taxa de aplicação na flotação que revelou melhores resultados foi de $194 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

Ariano (2009), avaliou a concentração de coagulantes em função da variação da turbidez do esgoto afluente ao sistema de pós-tratamento por flotação do efluente de reator UASB localizado em Campinas – SP. O autor utilizou o equipamento flotatestes para a flotação em escala de laboratório sendo fixados os parâmetros: $T_{mr}=15 \text{ s}$; $G_{mr}=800 \text{ s}^{-1}$; $T_{floc}=20 \text{ min}$; $G_{floc}=90 \text{ s}^{-1}$; $P_{sat}=5 \text{ bar}$. Foram estudadas quatro

velocidades de flotação (V_f), entre 8 a 20 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$ e as melhores eficiências de remoção de SST, DQO e fósforo foram conquistadas com $V_f=16 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ sendo respectivamente 62,5%; 75,0%; 82,7%, para o coagulante PAC ($8,45 \text{ mgAl}_2\text{O}_3 \cdot \text{L}^{-1}$).

Com os trabalhos dos referidos autores pode-se destacar que a FAD é uma alternativa atraente para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, porque removem sólidos em suspensão, fosforo e uma parcela de nitrogênio e do material orgânico. Em geral, o sistema de reatores anaeróbios e flotação tem uma eficiência acima de 90% na remoção de matéria orgânica (com $\text{DBO}_{5,20}$ residual menor que 40 mg/L), sólidos em suspensão (geralmente menor que 50 mg/L) e fósforo (menor que 1,0 mg/L na maioria dos casos). Entretanto as eficiências de remoção de NTK geralmente são baixas, variando em torno de 10 a 50% (SANTOS, 2006).

4.2.2 ADSORÇÃO POR ZEÓLITAS

Luz (1995) define que “zeólitas são compostas por um grande número de minerais naturais e sintéticos que apresentam características comuns. São alumínio silicatos hidratados de metais alcalinos ou alcalinos terrosos” (principalmente sódio, potássio, magnésio e cálcio).

O autor exemplifica que as zeólitas apresentam canais e cavidades, aonde se encontram os íons de compensação, moléculas de água, sais, entre outros adsorvatos, interconectados por dimensões moleculares. Essa estrutura, considerada microporosa, dá as zeólitas uma superfície interna grande, quando comparada à sua superfície externa. A composição desse mineral permite uma transferência de matéria entre espaços intracristalinos, sendo esse processo limitado. Apenas ingressam ou saem do espaço moléculas com dimensões menores a um valor crítico, que varia de uma zeólita para outra (LUZ, 1995).

Entre as diversas características físico-químicas que as zeólitas apresentam, algumas podem ser destacadas, como, capacidade de adsorção de gás e capacidade de troca catiônica. “A alta eficiência de adsorção das zeólitas está relacionada com a grande superfície interna, devido à sua estrutura cristalina ser caracterizada por cavidades espaçosas” (LUZ, 1995). O parâmetro mais importante relacionado à estrutura de um adsorvente é sua porosidade. A estrutura de poros afeta quase todas

as propriedades físicas dos adsorventes, como a resistência mecânica, a difusividade e a capacidade de adsorção (SARDÁ, 2006).

A capacidade de troca catiônica é a quantidade de íons, particularmente cátions, que as zeólitas podem adsorver e trocar. É ocasionada pelo desequilíbrio das cargas elétricas na estrutura das zeólitas. Para neutralizar esta carga, existem cátions trocáveis que estão fixos eletrostaticamente ao longo das faces e entre as camadas estruturais (AGUIAR, 2002).

Existem cerca de 40 tipos de zeólitas naturais conhecidas, no entanto, apenas algumas são amplamente utilizadas. Dentre essas se incluem a mordenita, clinoptilolita, heulandita, phillipsita, erionita e chabazita (LUZ, 1995). Atualmente cento e cinquenta já foram sintetizadas. As zeólitas sintéticas são utilizadas como catalisadores devido à sua grande uniformidade na composição e elevado teor de pureza, já as zeólitas naturais são utilizadas principalmente no tratamento de efluentes, onde uma alta pureza não é um fator tão importante como nos processos catalíticos (AGUIAR, 2002).

As zeólitas naturais têm sido utilizadas no tratamento de água residuárias e de efluentes provenientes da suinocultura, para a remoção de amônia. A zeólita pode ser regenerada com salmoura, e a amônia também pode ser recuperada, e usada na agricultura (LUZ, 1995).

Íons metálicos tóxicos, tais como de cádmio, chumbo, arsênio e outros, também podem ser removidos com o uso de zeólitas (LUZ, 1995). Estudos realizados por Shawabkeh⁴ (2006) apud Sardá (2006) mostrou que as zeólitas possuem boa eficiência na remoção de íons de cromo em solução aquosa, com concentração de 300 mg/L de íons de cromo, o mineral adsorveu 92% dos íons da solução.

De acordo com Luz (1995), há muito tempo que as zeólitas são utilizadas no Japão, particularmente a, clinoptilolita para melhorar a qualidade do solo destinado a agricultura, pois a capacidade de troca catiônica das zeólitas favorece a retenção de nutrientes tais como o potássio e o nitrogênio, pelo solo.

Sardá (2006) estudou a influencia da vazão sobre a cinética de adsorção da amônia pelas zeólitas. Analisando vazões de 50 mL/min a 100 mL/min, foi observado

⁴ SHAWABKEH, Reyad A., **Adsorption of chromium ions aqueous solution by using activated carbo-aluminosilicate material from oil shale**. Elsevier. Abril. 2006, vol. 299, p. 530-536.

que quanto menor a vazão maior a remoção. Segundo Silva⁵ (2007) apud Vaclavik (2010) este fenômeno ocorre devido ao fato do tempo de residência do fluido no leito ser maior. No entanto, o autor utilizou a vazão de 71,67 mL/min, pois foi à vazão que apresentou menor desvio padrão nos resultados. Neste experimento a eficiência na remoção de amônia foi de 94,1%.

Além da vazão, a relação da massa de zeólita por volume de solução é um importante fator para melhor eficiência de remoção do elemento desejado. Assim quanto maior for a razão (massa de zeólita/volume da solução) melhor será a eficiência de remoção do nutriente (FUNGARO et al. 2002). Outro fator a ser considerado é a relação silício/alumínio do material, pois esta influencia na capacidade de troca catiônica, ou seja, quanto menor a relação Si/Al maior a capacidade de troca catiônica (SARDÁ, 2006).

Uma grande vantagem da utilização de zeólitas é que a mesma pode ser reutilizada após sua saturação. No trabalho de Sardá (2006) a zeólita foi submetida a imersão em uma solução de NaCl, com concentração de 10 g/L. Após três dias nesta solução a zeólita foi levada para a estufa a 100 °C até que ficasse completamente seca.

Os resultados das análises demonstraram que o processo empregado, por Sardá, para recuperação das zeólitas é bem sucedido. No entanto, existe uma perda na capacidade de adsorção cada vez que o material é reutilizado. Os resultados da recuperação das zeólitas, na remoção de amônia, realizados por Sardá estão apresentados na Figura 3.

⁵ SILVA, A. G et al. **Adsorção da parafina C₁₂ em coluna de leito fixo de zeólita 5A**. anais do 4º PDPETRO, Campinas, out, 2007.

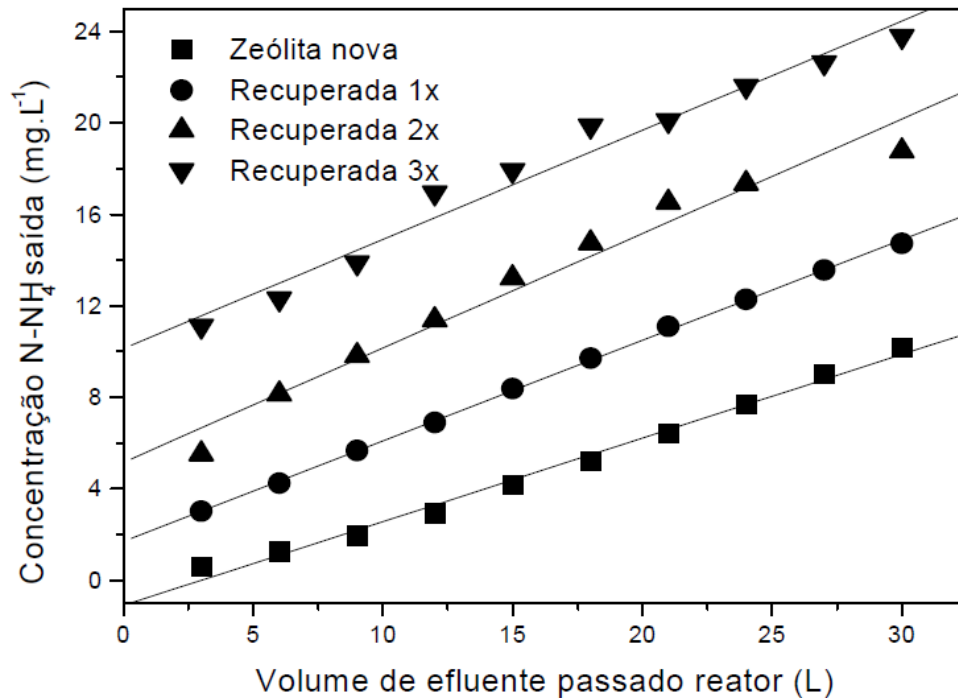


Figura 3 - Concentração de N-NH₄ da solução após a passagem pela zeólita nova e recuperada.

Fonte: Sardá (2006, p. 26).

Kurama⁶ et al. (1996) apud Aguiar (2002), trabalhou com uma zeólita do grupo da clinoptilolita, da Turquia, em sistema contínuo. Os autores testaram pequenas colunas de clinoptilolita comercial com diferentes granulometrias (0,85 a 2,0; 0,6 a 0,85; 0,425 a 0,6 mm). Foi observado que as frações de menor tamanho não foram apropriadas, pois causaram uma alta resistência ao fluxo, devido ao aumento do empacotamento e diminuição da permeabilidade das partículas na coluna. Dessa forma, os autores concluíram que para um processo de extração contínuo deve ser necessário o uso de uma zeólita de granulometria intermediária entre 0,60 e 0,85 mm.

Diante das características do efluente de reatores anaeróbios, do potencial de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, apresentado pela flotação e pela eficiência que a zeólita apresenta na remoção de amônia. O sistema de flotação seguida de filtração-adsortiva como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios apresenta grande probabilidade de obtenção de resultados positivos.

⁶ KURAMA, H et al. **Utilização de zeólitas no tratamento de efluentes inorgânicos**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil, 1996.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido no laboratório de saneamento da UTFPR, Campus Londrina, onde o sistema de bancada foi montado, foram realizados os ensaios de coagulação, floculação, flotação e adsorção, bem como as análises físicas e químicas do esgoto, que possibilitaram a avaliação do sistema.

5.1 LOCAL DA COLETA

O efluente utilizado no estudo de floto-adsorção, para avaliação do experimento, foi coletado do reator anaeróbio, do tipo UASB, da ETE Zona Norte da SANEPAR na cidade de Londrina-PR, o local de coleta e o ponto de coleta pode ser visualizado na Figura 4 e Figura 5 respectivamente.



Figura 4 - Reator UASB da SANEPAR.



Figura 5 - Ponto de coleta.

5.2 METODOS DE AMOSTRAGEM

Foram realizadas coletas em vários dias diferentes com a frequência semanal, dentro de um período de 6 semanas, todas as amostras foram coletadas do mesmo reator, o UASB 3 da ETE e no mesmo ponto.

Este esgoto tratado foi coletado em 2 bombonas plásticas de 20 litros cada e armazenado em refrigeração a 4°C na geladeira do laboratório de saneamento da UTFPR, como recomendado por Apha (1998). As orientações da APHA foram seguidas para evitar a degradação do efluente até o momento dos ensaios experimentais.

5.3 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DO REATOR UASB

Coletado o efluente, iniciou-se a caracterização do esgoto no mesmo dia antes dos ensaios de flotação/adsorção, o efluente do reator UASB da ETE zona Norte foi caracterizado segundo os parâmetros:

- pH;
- Turbidez;
- Cor aparente;
- Alcalinidade total;
- DQO total;
- Nitrogênio amoniacal;
- Sólidos totais;
- Sólidos totais fixos;
- Sólidos totais voláteis;

Todos os parâmetros obedeceram à padronização de ensaios descritas na 20ª Edição do Standart methods for examination of water and wastewater (1998).

5.4 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO

Após as análises do efluente do reator UASB, realizaram-se ensaios de coagulação/floculação, segundo um planejamento experimental, na qual utilizou-se o policloreto de alumínio (PAC) como coagulante em quantidades pré determinadas de 45; 67,5 e 90 mg/L de Al_2O_3 de PAC.

Depois, Utilizando o aparelho floteste, que é comumente empregado em ensaios de tratabilidade de água e efluente na escala de bancada, foi promovida a agitação suficiente para propiciar a mistura rápida, em seguida promoveu-se a agitação menos intensa no sentido de consolidar a floculação. Após esse procedimento foi verificado se ocorreu ou não a clarificação do efluente flotado e qual o melhor rendimento em termos de redução de cor e turbidez. A dosagem de coagulante que proporcionou a melhor clarificação foi considerada a dosagem ideal. O modelo do floteste utilizado foi o 218 – 6LDB, de seis provas com regulador de rotação das hastes misturadoras, presente na Figura 6.



Figura 6 – Floteste.

O Hidroxicloreto de Alumínio ou Policloreto de Alumínio (PAC) foi fornecido na forma líquida pela Indústria Faxon Química, com 16 a 20% de óxido de alumínio (Al_2O_3). Este coagulante foi escolhido para o estudo por proporcionar eficiência elevada no processo, em média de 1,5 a 2,5 vezes superior em igualdade de dosagem em íon Al^{3+} à dos outros sais de alumínio habitualmente utilizados (PAVANELLI, 2001).

Para o coagulante escolhido, inicialmente, foi feita a variação de três concentrações já mencionadas e para o efluente do reator UASB três variações de pH foram considerada para o ensaio de flotação. Estas variações, visaram encontrar a concentração e o pH que proporcionariam a maior eficiência na redução de turbidez e cor após a flotação. As concentrações utilizadas e a variação de pH podem ser observados na Tabela 2.

Tabela 2: Variações de pH do efluente UASB e da concentração do coagulante cloreto de polialumínio (PAC).

| pH | PAC (mL) | PAC (mg/L de Al ₂ O ₃) |
|------|----------|---|
| 6,5 | 0,5 | 45 |
| | 0,75 | 67,5 |
| | 1 | 90 |
| 7,27 | 0,5 | 45 |
| | 0,75 | 67,5 |
| | 1 | 90 |
| 7,5 | 0,5 | 45 |
| | 0,75 | 67,5 |
| | 1 | 90 |

Após o teste preliminar foi adotado que não haveria correção do pH, pelo fato do mesmo já se encontrar na faixa indicada, bem como não verificado diferença significativa no desempenho do sistema quando houve a correção do pH. O pH apropriado para coagulação segundo Aisse et al. (2001) esta na faixa de 6,5 a 7,5.

Após três semanas de análises utilizando a dosagem de 90 mg/L de Al₂O₃ de PAC (concentração que se mostrou ideal nos ensaios preliminares de flotação) procedeu-se com mais três semanas de análises com a concentração de 9 mg/L de Al₂O₃ de PAC, concentração dez vezes menor que a utilizada anteriormente. Esta concentração foi utilizada com base nos excelentes resultados de Ariano (2000) que estudou a flotação com o uso do PAC como coagulante no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios para a dosagem fixa de 8,45 mg/L de Al₂O₃ de PAC.

Vale resaltar que somente a concentração foi variada ao longo de seis semanas de análises, assim permanecendo todos os outros parâmetros fixados igualmente para todos os ensaios de coagulação, floculação e flotação, possibilitando uma comparação dos resultados entre as duas concentrações.

5.4.1 PARÂMETROS FIXADOS

Para todos os ensaios de Flotação, foi feito uma busca literária visando o melhor entendimento dos parâmetros de controle da coagulação-floculação-flotação de efluentes de reatores anaeróbios. Assim para o desenvolvimento dos ensaios com floteste os seguintes parâmetros foram fixados:

- $G_{mr} = 800 \text{ }^{-1}\text{s}$
- $T_{mr} = 15 \text{ s}$
- $G_{floc} = 80 \text{ }^{-1}\text{s}$
- $T_{floc} = 10 \text{ min}$
- $P_{sat} = 5 \text{ Bar}$
- $R = 20 \%$
- $T_{ci} = 30 \text{ s}$
- $V_f = 16 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$

Os parâmetros, gradiente de mistura rápida (G_{mr}), tempo de mistura rápida (T_{mr}), gradiente de floculação (G_{floc}), pressão de saturação (P_{sat}), taxa de recirculação (R) e velocidade de flotação (V_f) foram baseados no trabalho de Ariano (2009).

O tempo de coleta (T_{ci}) foi calculado pelo método de Dantas (2008), dividindo a altura da saída do jarro do Jarteste pela velocidade de flotação.

O tempo de floculação (T_{floc}) foi fixado em 10 minutos por ser o menor tempo sugerido pela Associação Brasileira de Normas Técnicas NBR 12209/11.

5.4.2 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS REALIZADAS

Para avaliar a eficiência da flotação empregada neste estudo, foram realizadas as seguintes análises físico-químicas apresentadas no Quadro 4.

Quadro 4 - Variáveis para monitoramento e avaliação do desempenho do sistema flotação.

| Parâmetro | Método |
|------------------------------|--|
| DQO (mgDQO/L) | Digestão em Refluxo Fechado – Colorimétrico – Standard Methods 5220 D. (APHA, 1998). |
| N-Amoniacal (mgN/L) | Método Titulométrico – Standard Methods 4500-NH ₃ C (APHA,1998). |
| ST (mg/L) (fixos e voláteis) | Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 D. (APHA, 1998). |
| Cor (PtCo) | Espectrofotométrico - Standard Methods (APHA, 1998). |
| Turbidez (NTU) | Nefelométrico - Standard Methods (APHA, 1998). |

Fonte: Standard Methods (APHA, 1998).

5.4.3 PROCEDIMENTOS

Foram realizados testes de vazão, onde foram coletados com uma proveta graduada o volume de água que saia dos jarros do floteste a cada minuto, como a cada minuto a carga hidráulica nos jarros diminuía e conseqüentemente a vazão também, foi determinado que ao início da coleta a barra coletora estaria inclinada em uma posição de 70° em relação a horizontal e ao passar de a cada 3 minutos a barra coletora do floteste era declinada em 10° para que a taxa de aplicação superficial ficasse dentro da faixa estabelecida de 200 a 300 m³. m⁻².d⁻¹. Na barra coletora do floteste foi fixado um transferidor que possibilitou o controle da angulação, como mostra a Figura 7:



Figura 7 – Transferidor acoplado na barra coletora.

Os ensaios de flotação foram realizados semanalmente depois de concluída todas as análises físico-químicas do efluente do reator UASB utilizado no sistema de flotação. O processo de coagulação, floculação e flotação utilizando o equipamento floteste iniciou-se com a agitação do galão de vinte litros com o efluente do reator UASB e posterior enchimento dos jarros do floteste com 2 litros cada, foram utilizados 3 jarros do equipamento e cada um foi enchido com uso de uma proveta de 1 litro, vale ressaltar que cada litro de esgoto retirado do galão foi antecedido por agitação do mesmo com a intenção de homogeneizar o efluente.

As bases dos jarros do floteste são compostas por duas placas de acrílico, espaçadas de 5 mm. As placas inferiores são constituídas de canais condutores de água saturada com ar e têm por objetivo conduzi-la e distribuí-la com maior rapidez, preenchendo o espaço situado abaixo da placa superior, a qual contém 121 orifícios de 2 mm de diâmetro, espaçados de 10 mm que, proporcionam a introdução e distribuição uniforme de água saturada com ar a partir da camará de saturação. Cada jarro do floteste possui duas saídas para coleta de amostras, uma superior e outra inferior. As saídas para coleta de amostras estão ligadas a tubos coletores por meio de mangueiras de silicone. Os tubos coletores são feitos de aço inox e devem ficar fixos a uma barra para realizar a coleta simultânea dos jarros, chamada de barra de coleta (DANTAS, 2008).

Após o abastecimento dos jarros a câmara de saturação era preenchida com água e regulada para que permaneça na pressão de 5 Bar por um período de 5 minutos de fluxo de ar, vencida esta etapa as pás do floteste são acionadas na rotação de 400 rpm, o coagulante é lançado nos jarros simultaneamente e computado 15 segundos, a rotação das pás é diminuída para 80 rpm por um período de 10 minutos e então as mangueiras da câmara de saturação são abertas até atingir a marca de 20% do jarro, referente a 20% de recirculação para que ocorra a flotação, 30 segundos depois do último jarro flotado era iniciado a coleta do efluente da flotação.

Como os ensaios foram realizados em três jarros, com a mesma concentração de coagulante e sem variação de nenhum parâmetro de funcionamento do floteste, foram coletadas três amostras após cada ensaio de flotação em três béqueres de 100 mL e estas foram misturadas em uma garrafa, configurando uma única amostra para ser analisada.

5.5 ENSAIO DE FLOTO-ADSORSÃO

Para que a combinação da flotação com a filtração-adsortiva de nitrogênio fosse testada foi adaptada uma estrutura de madeira para fixar os filtros adsorventes posicionados abaixo do floteste. Os leitos adsorventes foram confeccionados em tubos de PVC de 20 mm de diâmetro configurando um modelo de leito fixo com fluxo descendente e com três colunas em paralelo, como pode-se verificar na Figura 8:



Figura 8 - colunas de adsorção.

Usualmente, a solução a ser tratada é aplicada pelo topo da coluna e retirada pelo fundo, sendo os grãos do material adsorvente retidos com a combinação de uma tela no fundo da coluna seguida de uma camada de cascalho. Esta instalação consistiu em tubos de 45 cm de altura com 3 cm de cascalho e 15 cm preenchido com a zeólita. A Figura 9 ilustra o cascalho e a zeólita.



Figura 9 - Cascalho e o mineral zeólita já peneirada.

O sistema de coleta foi formado por uma mangueira de silicone fina e um pequeno tê de ferro na extremidade. Este tê teve uma das saídas fechada, a outra conectada a mangueira de silicone e a terceira era à saída do efluente dos filtros, a qual estava acima do topo do meio filtrante, evitando-se a formação de sub-pressão no mesmo.

A taxa de aplicação superficial utilizada foi fixada baseada no trabalho de Oliveira (2007) que estudou a floto-filtração, utilizando areia de 0,7 a 1,0 mm como meio filtrante, e obteve melhores resultados na remoção de sólidos suspensos, DQO e fosfato total no ensaio em que foi aplicada taxa de flotação/filtração de $250 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Contudo foi mantido no presente trabalho uma vazão que variou de 43 mL/min a 65 mL/min. Esta vazão proporciona uma TAS de 200 a $300 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

5.5.1 MATERIAL ADSORVENTE (ZEÓLITA)

A zeólita utilizada é um produto comercializado pela empresa Klintex, com nome de AQUAFIL N 10. Segundo dados da empresa esta zeólita é natural, composta por minerais de heulandita, clinoptilolita e mordenita, apresenta uma coloração cinza esverdeada, é indicada para a remoção de amônia, fosfato e nitratos e possui granulometria de tamanho intermediário entre 0,60 e 0,85 mm.

5.5.2 VERIFICAÇÃO DA GRANULOMETRIA DA ZEÓLITA

O ensaio para verificar a granulométrica da zeólita utilizada foi realizado no laboratório de solos da UTFPR, foram utilizadas as peneiras de 0,425 mm, 0,85 mm e 1,18 mm. Estas peneiras foram submetidas junto com pequenas porções de zeólita ao agitador de peneiras da marca Bertel, por um período de tempo de 5 a 7 minutos.

Com este procedimento foi possível separar duas porções de granulométrias diferentes, a menor com grãos variando de 0,425 e 0,85 mm e a maior com grãos entre 0,85 e 1,18 mm. A granulometria escolhida para o trabalho foi a maior devido a estudos já realizados em colunas de adsorção por Kurama et al. (1996), que concluiu que a

granulometria inferior a 0,6 mm não permite permeabilidade apropriada para este tipo de ensaio.

5.5.4 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS REALIZADAS

Os parâmetros analisados após a passagem do efluente pelo filtro adsortivo foram os mesmos analisados após a flotação, mostrados no Quadro 4 anteriormente.

5.5.5 PROCEDIMENTO

Após a flotação o tratamento do efluente prosseguiu diretamente com o processo de filtração adsortiva. Os filtros foram acoplados de maneira que as saídas dos jarros do floteste descarregavam no interior de cada filtro com auxílio de funis, o efluente flotado, como pode-se verificar na Figura 10.



Figura 10 - Conjunto flotação/adsorção.

Depois do tempo de coleta, para a flotação, calculado em 30 segundos, utilizando a velocidade de flotação de 16 cm/min, eram coletado as amostras dos três jarros em três béqueres de 100 mL, na sequência, retiravam-se os béqueres e o

efluente começava a cair dentro dos funis e assim prosseguindo com a filtração adsorptiva, esperavam-se sete minutos para que o efluente passasse através do leito de zeólita, bem como eliminasse a água deionizada residual da retrolavagem só então o efluente final era coletado simultaneamente em béqueres de 100 ml. As amostras finais também foram misturadas em uma garrafa para que proporcionasse uma única amostra das três colunas de adsorção. Na Figura 11 pode-se verifica os béqueres das amostras tanto da flotação quanto do efluente final.



Figura 11 - Béqueres posicionados para coleta.

Antes de iniciar e ao final de todos os ensaios as colunas adsorventes receberam a retro-lavagem recomendada por Dantas (2008), para filtros de areia. Dantas, afirma que a retrolavagem pode ser utilizada para limpeza e estratificação do meio filtrante, segundo Dantas esta lavagem deve ser feita inserindo-se água na saída de água filtrada e a vazão de água inserida deverá ser tal que proporcione expansão do meio filtrante.

Os procedimentos de retro-lavagem foram realizados com o auxílio de uma seringa, de 60 mL, esta seringa proporcionava uma boa pressão sobre o leito filtrante e certamente o suficiente para expandir o meio granular. Tomou-se o cuidado de realizar

este processo somente com água deionizada para que a zeólita não adsorvesse os cátions presentes na água da torneira, caso esta fosse utilizada.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 AVALIAÇÃO DA DOSAGEM DE CLORETO DE POLIALUMÍNIO (PAC)

Para a avaliação da dosagem de PAC, foram estudadas três diferentes concentrações do coagulante visando avaliar a influencia das diferentes concentrações na redução das variáveis físicas, cor e turbidez. Foram estudados variações do pH, conforme a Tabela 3.

Tabela 3: Variações de pH do efluente UASB e da concentração do coagulante cloreto de polialumínio (PAC).

| pH | PAC (mL) | PAC (mg/L de Al ₂ O ₃) | Turbidez residual (NTU) | Cor (PtCo) |
|------|----------|--|----------------------------|------------|
| 6,5 | 0,5 | 45 | 2 | 8 |
| | 0,75 | 67,5 | 4 | 10 |
| | 1 | 90 | 17 | 65 |
| 7,27 | 0,5 | 45 | 3 | 12 |
| | 0,75 | 67,5 | 19 | 13 |
| | 1 | 90 | 2 | 9 |
| 7,5 | 0,5 | 45 | 4 | 12 |
| | 0,75 | 67,5 | 1 | 8 |
| | 1 | 90 | 1 | 8 |

A partir dos resultados da Tabela 3 foi escolhida a concentração de 90 mg/L de Al₂O₃ de PAC como concentração ideal para realização dos ensaios de flotação nas três primeiras semanas do trabalho. Esta escolha considerou que a turbidez e a cor residual foram muito baixas com esta concentração, tanto para pH 7,27 quanto para 7,5.

6.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE FLOTO-ADSORÇÃO COM 90 mg/L de Al₂O₃ DE PAC

Esta avaliação foi dividida em três tópicos: avaliação do efluente coletado no reator UASB da Sanepar, do efluente do ensaio de flotação e do efluente final após a filtração adsortiva por zeólita.

6.2.1 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE UASB COLETADO

Antes dos ensaios semanais, realizados para avaliação da flotação e adsorção os efluentes do reator UASB apresentaram as características conforme a Tabela 4.

Tabela 4: Caracterização do efluente UASB da ETE Zona Norte, para ensaio com 90 mg/L de Al_2O_3 .

| Análise | Efluente UASB | | | Média | Desvio padrão |
|----------------------------------|---------------|------------|------------|-------|---------------|
| | 04/06/2014 | 11/06/2014 | 18/06/2014 | | |
| pH | 7,20 | 6,90 | 7,20 | 7,10 | 0,17 |
| Turbidez (NTU) | 68 | 105 | 79 | 84 | 19 |
| Cor Aparente (PtCo) | 295 | 194 | 361 | 283 | 84 |
| DQO (mg/L) | 267 | 212 | 218 | 232 | 30 |
| Alcalinidade (mg de $CaCO_3$ /L) | 248 | 282 | 231 | 254 | 25 |
| Nitrogênio Amoniacal (mg/L) | 25 | 38 | 35 | 33 | 10 |
| ST (mg/L) | 607 | 570 | 418 | 532 | 99 |
| STF (mg/L) | - | - | 181 | - | - |
| STV (mg/L) | - | - | 237 | - | - |

Pode ser verificado que o valor do pH para o efluente do reator UASB, para as três semanas, permaneceram próximo da neutralidade. Desta maneira, o valor de pH do efluente do reator UASB obtido manteve-se dentro da faixa apropriada para a coagulação, considerada entre 6,5 e 7,5 (AISSE, 2001).

Logo, o ajuste de pH antes da coagulação não foi realizado para o efluente do reator UASB em nenhum dos ensaios, a alcalinidade média de 254 mg/L também indicou que não havia necessidade de corrigir o pH, uma vez que este valor é suficiente para realização da coagulação sem a adição de alcalinizante (FAGUNDES, 2010).

Os valores medidos de turbidez se assemelharam com os verificados por Reali (1998) igual a 104 NTU, já a cor aparente foi inferior ao valor encontrado pelo mesmo autor de 492 uC.

Com relação aos resultados de sólidos totais (ST), o efluente do reator UASB apresentou valor médio de 532 mg/L, ficando mais alto que o valor médio obtido por Santos (2006) que foi de 376 mg/L. Nesta etapa do trabalho, devido a erros na metodologia de análise de sólidos fixos e voláteis os resultados do dia 4 e 11 de Junho

foram descartados. No entanto com o resultado dos sólidos fixos e voláteis obtido no dia 18, pode inferir-se que o efluente do reator UASB possui 34,06% de sólidos fixos e 65,94% de sólidos voláteis.

De acordo com os resultados de Demanda Química de Oxigênio (DQO) o valor médio de 232 mg/L, fica próximo do valor encontrado por Reali (1998) de 258 mg/L. Vale a pena lembrar que o uso de reator UASB apresenta boa remoção de matéria orgânica biodegradável (55 a 75%) e praticamente nenhuma eficiência de remoção de nitrogênio (SOBRINHO, 2001).

Sobre o nitrogênio amoniacal, apresentados na Tabela 4, pode se inferir que o valor médio de 33 mg/L é típico de efluentes de reatores anaeróbios, de acordo com os resultados encontrados por Sousa (2000) a média de nitrogênio amoniacal após este tratamento foi de 45 mg/L.

6.2.2 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE FLOTADO

Um dia após as caracterizações do efluente do reator UASB, foram realizados os ensaios com o floteste, conforme descrito na metodologia nas respectivas datas, como pode-se verificar na Tabela 5.

Tabela 5: Caracterização do efluente flotado, para os ensaio com 90 mg/L de Al_2O_3 .

| Análise | Efluente Flotado | | | Média | Desvio padrão | Remoção (%) |
|-----------------------------|------------------|------------|------------|-------|---------------|-------------|
| | 05/06/2014 | 12/06/2014 | 19/06/2014 | | | |
| Turbidez (NTU) | 2 | 1 | 4 | 2 | 1 | 97 |
| Cor Aparente (PtCo) | 1 | 13 | 18 | 10 | 8 | 96 |
| DQO (mg/L) | 33 | 21 | 47 | 33 | 13 | 85 |
| Nitrogênio Amoniacal (mg/L) | 23 | 33 | 28 | 28 | 5 | 14 |
| ST (mg/L) | 187 | 298 | 166 | 217 | 71 | 59 |
| STF (mg/L) | - | - | 146 | - | - | 19 |
| STV (mg/L) | - | - | 20 | - | - | 91 |

Comparando os resultados de cor aparente e turbidez, do efluente do UASB, com os resultados da Tabela 5, pode-se observar que o uso do PAC com a

concentração de 90 mg/L de Al_2O_3 de PAC contribuiu significativamente na melhoria da redução de cor e turbidez, com eficiências de 96 e 97% respectivamente.

Analisando a Tabela 5 pode-se inferir também uma significativa remoção de DQO e sólidos totais com eficiência de remoção média de 85% e 59% respectivamente. No ensaio do dia 19 de junho houve maior eficiência de remoção de SV do que de SF, provavelmente por conta da grande eficiência de remoção de matéria orgânica na flotação.

Os resultados obtidos de DQO, turbidez e cor no efluente aproximaram-se dos valores obtidos por Penetra et al. (1998), o autor, utilizou dosagem de 65 mg/L de cloreto férrico, como coagulante, com remoção da DQO foi de 91%, e a remoção de turbidez e cor foram de 97% e 92%, respectivamente. A remoção da DQO proporcionada pela flotação fez com que o efluente ficasse dentro do padrão de lançamento exigido pela resolução estadual CEMA n° 70, ou seja, abaixo de 200 mg/L.

Com reação ao nitrogênio amoniacal, foi possível verificar uma pequena redução em sua concentração após o processo de flotação, porém esta remoção não foi significativa, uma vez que os efluente da etapa de flotação permaneceu com média de 28 mg/L e eficiência de remoção de apenas 14,85%. Este resultado condiz com Sobrinho (2001): uma ETE com reator anaeróbio seguido de flotação por ar dissolvido apresenta concentração de nitrogênio amoniacal superior a 25 mg/L.

6.2.3 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE FINAL

Em todos os ensaios, após o processo de flotação e imediatamente após a coleta das amostras desta etapa, o efluente da flotação entra nos funis do filtro de zeólita, proporcionando a filtração adsortiva e gerando o efluente final. A Tabela 6 mostra os resultados das análises feitas no efluente final.

Tabela 6: Caracterização do efluente final, para os ensaio com 90 mg/L de Al₂O₃.

| Análise | Efluente Final | | | Média | Desvio padrão | Remoção (%) |
|-----------------------------|----------------|------------|------------|-------|---------------|-------------|
| | 05/06/2014 | 12/06/2014 | 19/06/2014 | | | |
| Turbidez (NTU) | 1 | 1 | 2 | 1 | 0,5 | 50 |
| Cor Aparente (PtCo) | 4 | 13 | 5 | 7 | 5 | 31 |
| DQO (mg/L) | 25 | 21 | 21 | 22 | 2 | 34 |
| Nitrogênio Amoniacal (mg/L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 |
| ST (mg/L) | 17 | 121 | 42 | 60 | 54 | 72 |
| STF (mg/L) | - | - | 33 | - | - | 77 |
| STV (mg/L) | - | - | 8 | - | - | 57 |

Analisando os dados da Tabela 6 pode-se inferir que a passagem do efluente pelo leito de zeólita proporcionou um polimento na qualidade do efluente final deixando o mesmo dentro dos padrões de lançamento de efluentes exigidos pelas legislações ambientais. Em questão dos parâmetros turbidez, cor e DQO houve uma pequena remoção com eficiências médias de 31% para cor aparente e 34% para DQO e turbidez residual menor que 2 NTU. As eficiências de redução destes parâmetros foram baixas devido ao bom desempenho da flotação.

Com relação aos sólidos foram obtidas remoções de 72% para sólidos totais, 77% para sólidos fixos e 57% para sólidos voláteis após a passagem do efluente pelo filtro adsortivo. Esta elevada eficiência da remoção de sólidos foi devido a grande capacidade de retenção de partículas por parte do mineral zeolítico.

A vantagem de se utilizar um leito filtrante de zeólita foi sem dúvida a remoção de nitrogênio amoniacal. Para as três datas de ensaios realizados o sistema de adsorção por zeólita apresentou excelente desempenho na remoção de nitrogênio amoniacal com eficiência média de 100%. A eficiência adquirida foi alta semelhantemente à alcançada por Sardá (2006) que obteve 94% com efluente de dejetos suínos.

6.3 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE FLOTO-ADSORÇÃO COM 9 mg/L de Al_2O_3 DE PAC

Do mesmo modo que o capítulo anterior, este capítulo foi dividido em três tópicos, avaliando o efluente coletado do reator UASB da Sanepar, o efluente do ensaio de flotação e o efluente final após a filtração adsortiva por zeólita ao longo de três semanas, Porém com uma dosagem 10 vezes menor que a utilizada anteriormente.

6.3.1 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE COLETADO

Os resultados das análises do efluente do reator UASB coletado nas três últimas semanas de amostragem estão exposto a seguir na Tabela 7.

Tabela 7: Caracterização do efluente UASB da ETE Zona Norte, para ensaio com 9 mg/L de Al_2O_3 .

| Análise | Efluente UASB | | | Média | Desvio padrão |
|----------------------------------|---------------|------------|------------|-------|---------------|
| | 25/06/2014 | 02/07/2014 | 09/07/2014 | | |
| pH | 7,00 | 7,10 | 7,40 | 7,17 | 0,20 |
| Turbidez (NTU) | 84 | 131 | 231 | 149 | 75 |
| Cor Aparente (PtCo) | 330 | 436 | 428 | 398 | 59 |
| DQO (mg/L) | 326 | 314 | 284 | 308 | 21 |
| Alcalinidade (mg de $CaCO_3$ /L) | 321 | 335 | 333 | 330 | 7 |
| Nitrogenio Amoniacal (mg/L) | 37 | 41 | 38 | 38 | 2 |
| ST (mg/L) | 435 | 792 | 560 | 595 | 181 |
| STF (mg/L) | 167 | 350 | 207 | 241 | 95 |
| STV (mg/L) | 267 | 442 | 352 | 354 | 87 |

Pôde ser verificado que os valores de turbidez, cor aparente, DQO, alcalinidade, nitrogênio amoniacal e de sólidos totais medidos nas três últimas semanas foram um pouco superiores aos valores encontrados nas primeiras semanas, apenas o pH permaneceu próximo da neutralidade. Desta maneira, os valor de pH do efluente do reator UASB obtidos manteve-se em faixa apropriada para a coagulação.

Os valores obtidos de turbidez se assemelham com os obtidos por Reali (1998) igual a 104 NTU, sendo que apenas no dia 9 de Julho a turbidez se mostrou mais elevada que os outros dias e fez com que a média de turbidez para as três semanas

ficasse mais elevada. A cor aparente ficou um pouco a baixo do valor encontrado pelo mesmo autor que foi de 492 uC.

Com relação aos resultados de sólidos totais (ST) e sólidos fixos e voláteis obtidos para o efluente do reator UASB, nota-se que 40,56% é de sólidos fixos e 59,44% é de sólidos voláteis, o padrão de sólidos deste efluente mostrou que é predominante a matéria orgânica responsável pela grande quantidade de sólidos totais encontrado. A média de sólidos totais foi de 595 mg/L, valor parecido com o valor encontrado no trabalho de Fagundes (2010) de 632 mg/L.

De acordo com os resultados de Demanda Química de Oxigênio (DQO) o valor médio de 308 mg/L, ficou dentro dos valores encontrados por Filho e Brandão (2000) que variaram entre 279 e 542 mg/L.

A média de nitrogênio amoniacal registrada nesta etapa do trabalho foi de 38 mg/L, um pouco acima do valor encontrado na etapa anterior mas permaneceu dentro da média de Sousa (2000) que foi de 45 mg/L.

6.3.2 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE FLOTADO

Após as realizações dos ensaios de flotação foi analisado o efluente da flotação, as características dos três efluentes produzidos ao longo de três semanas bem como suas médias estão expostas na Tabela 8.

Tabela 8: Caracterização do efluente flotado, para os ensaio com 9 mg/L de Al_2O_3 .

| Efluente Flotado | | | | | | |
|-----------------------------|------------|------------|------------|-------|---------------|-------------|
| Analise | 26/06/2014 | 03/07/2014 | 10/07/2014 | Média | Desvio padrão | Remoção (%) |
| Turbidez (NTU) | 25 | 56 | 29 | 36 | 16 | 70 |
| Cor Aparente (PtCo) | 100 | 150 | 110 | 120 | 26 | 75 |
| DQO (mg/L) | 97 | 119 | 110 | 109 | 11 | 65 |
| Nitrogênio Amoniacal (mg/L) | 29 | 33 | 28 | 30 | 3 | 21 |
| ST (mg/L) | 270 | 391 | 368 | 343 | 64 | 42 |
| STF (mg/L) | 160 | 262 | 83 | 168 | 89 | 30 |
| STV (mg/L) | 110 | 128 | 285 | 174 | 96 | 50 |

Comparando os resultados de cor aparente e turbidez obtidos na Tabela 7, do afluente a flotação, com os resultados da Tabela 8 pode-se observar que o uso do PAC com a concentração de 9 mg/L de Al_2O_3 foi, de forma geral, eficiente na melhoria da qualidade do esgoto tratado, reduzindo de forma significativa a maioria dos parâmetros analisados. Com essa concentração de coagulante houve uma diferença na qualidade do efluente final se comparado com a concentração de coagulante utilizada anteriormente, porém se considerar que houve uma diminuição de 10 vezes na concentração do coagulante, a concentração de apenas 9 mg/L de Al_2O_3 mostra-se mais viável.

De acordo com as Tabelas 7 e 8, para os parâmetros cor e turbidez os resultados de eficiência na redução foram de 75% e 70% respectivamente.

Para a DQO a flotação representou significativa remoção, com eficiência média de 65%. Porém, abaixo das eficiências de remoção obtidas por Reali (1998) e Penetra et al. (1998). A remoção da DQO proporcionada pela flotação fez com que o efluente ficasse novamente dentro do padrão de lançamento exigido pela resolução estadual CEMA nº 70, ou seja, abaixo de 200 mg/L.

Na avaliação dos sólidos totais, a eficiência de remoção não foi tão boa quanto a obtida para a concentração de 90 mg/L de Al_2O_3 mas aproximou-se dos resultados de Reali (1998): remoção de 50% para sólidos totais, 36% para sólidos fixos e 58% para sólidos voláteis. Comparando com Reali (1998) esta etapa do estudo proporcionou remoção de 42% para sólidos totais, 30% para sólidos fixos e 50% para sólidos voláteis.

Ainda na avaliação da Tabela 8, com relação ao nitrogênio amoniacal pode inferir-se novamente uma pequena remoção, considerada normal, uma vez que o sistema de flotação não é eficiente na remoção de nitrogênio. A remoção chegou a 21%.

6.3.3 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE FINAL

Considerando esses três últimos ensaios de flotação e filtração adsortiva, para que o efluente final desta etapa possa ser avaliado pode-se ver na Tabela 9 os

resultados dos parâmetros analisados após a saída do efluente pelos tubos de adsorção de nitrogênio.

Tabela 9: Caracterização do efluente final, para os ensaio com 9 mg/L de Al_2O_3 .

| Efluente Final | | | | | | |
|-----------------------------|------------|------------|------------|-------|---------------|-------------|
| Análise | 26/06/2014 | 03/07/2014 | 10/07/2014 | Média | Desvio padrão | Remoção (%) |
| Turbidez (NTU) | 7 | 14 | 4 | 8 | 5 | 77 |
| Cor Aparente (PtCo) | 34 | 49 | 35 | 39 | 8 | 67 |
| DQO (mg/L) | 50 | 80 | 39 | 56 | 21 | 48 |
| Nitrogênio Amoniacal (mg/L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 |
| ST (mg/L) | 114 | 323 | 288 | 242 | 112 | 29 |
| STF (mg/L) | 74 | 206 | 70 | 117 | 77 | 30 |
| STV (mg/L) | 40 | 117 | 218 | 125 | 89 | 28 |

Analisando os dados da Tabela 9 pode-se inferir que a passagem do efluente pelo leito zeolítico continuou proporcionando uma melhoria na qualidade do efluente final, mesmo com redução na concentração de coagulante, assim deixando o efluente final dentro dos padrões de lançamento de efluentes exigidos pelas legislações ambientais. A turbidez residual média final foi de 8 NTU, a cor aparente média reduziu 67% e a DQO reduziu em 48%.

A remoção de sólidos por parte do meio filtrante composto pela zeólita não se, mostrou muito eficiente quanto aos valores registrados na primeira semana, com remoção de 29% dos sólidos totais, remoção de 30% para sólidos totais fixos e 28% para sólidos totais voláteis. Esta diminuição na remoção de sólidos pode ter sido influenciada pela maior concentração de sólidos totais presente no efluente UASB nestes dias.

Para as três semanas de ensaios realizados o sistema de adsorção por zeólita apresentou remoção de 100% do nitrogênio amoniacal presente o efluente do reator UASB. Esta eficiência foi novamente superior à alcançada por Sardá (2006) que obteve 94%.

6.4 AVALIAÇÃO DOS ENSAIOS NA REDUÇÃO DOS PARAMETROS

O trabalho realizado com o sistema proposto de flotação e filtração adsortiva resultou em ótimos resultados, principalmente na remoção de nitrogênio amoniacal, onde a eficiência de remoção chegou a 100%, o desempenho do sistema pode ser visualizado nas Tabelas 10 e 11.

Tabela 10: Comparação do afluente ao sistema de floto-adsorção com o efluente final, para os ensaio com 90 mg/L de Al_2O_3 .

| Parâmetros | Afluente | | | Efluente | | |
|-----------------------------|----------------|-------|---------------|----------------|-------|---------------|
| | Nº de amostras | Média | Desvio padrão | Nº de amostras | Média | Desvio padrão |
| Turbidez (NTU) | 3 | 84,0 | 19 | 3 | 1,0 | 0,5 |
| Cor Aparente (PtCo) | 3 | 283 | 84 | 3 | 7 | 5 |
| DQO (mg/L) | 6 | 232 | 30 | 6 | 22 | 2 |
| Nitrogênio Amoniacal (mg/L) | 6 | 33 | 10 | 6 | 0 | 0 |
| ST (mg/L) | 6 | 532 | 99 | 6 | 60 | 54 |
| STF (mg/L) | 2 | 181 | - | 2 | 33 | - |
| STV (mg/L) | 2 | 237 | - | 2 | 8 | - |

Tabela 11: Comparação do afluente ao sistema de floto-adsorção com o efluente final, para os ensaio com 9 mg/L de Al_2O_3 .

| Parâmetros | Afluente | | | Efluente | | |
|-----------------------------|----------------|-------|---------------|----------------|-------|---------------|
| | Nº de amostras | Média | Desvio padrão | Nº de amostras | Média | Desvio padrão |
| Turbidez (NTU) | 3 | 148 | 75 | 3 | 8 | 5 |
| Cor Aparente (PtCo) | 3 | 398 | 59 | 3 | 39 | 8 |
| DQO (mg/L) | 6 | 308 | 21 | 6 | 56 | 21 |
| Nitrogênio Amoniacal (mg/L) | 6 | 38 | 2 | 6 | 0 | 0 |
| ST (mg/L) | 6 | 595 | 181 | 6 | 242 | 112 |
| STF (mg/L) | 6 | 241 | 95 | 6 | 116 | 77 |
| STV (mg/L) | 6 | 354 | 87 | 6 | 125 | 89 |

Pode-se verificar nas Tabelas 10 e 11 que o efluente do reator UASB ao passar pelo sistema de pós-tratamento proposto atingiu um padrão de qualidade elevado e sem nitrogênio.

Este padrão além de atender as exigências das legislações brasileiras para lançamento de efluentes em corpos d'água permite que o efluente possa ser

aproveitado para reúso. Comparando o efluente com a classificação de reúso da Norma ABNT NBR 13969/97 o efluente final do presente trabalho pode ser aproveitado para lavagem de carros, pisos, calçadas e irrigação do jardim, segundo a característica de turbidez, onde a norma exige turbidez menor que 5 NTU.

A média de turbidez do efluente final utilizando a concentração de 90 mg/L de Al_2O_3 de PAC ficou abaixo de 2 NTU e para a concentração de 9 mg/L de Al_2O_3 de PAC a média da turbidez atingiu um valor um pouco acima de 5 NTU. Como a variação de coagulante estudada foi grande e os resultados semelhantes é possível que uma dosagem intermediária garanta a turbidez do efluente final menor que 5 NTU e boas eficiências de remoções de Cor, DQO e sólidos totais.

Alguns resultados de desvio padrão deste trabalho apresentaram valores altos, tal fato, pode ter relação com a variação da característica do esgoto sanitário durante as semanas de análises, uma vez que o efluente do reator UASB apresentou oscilações na qualidade ao longo do tempo de estudo.

Pode-se verificar na Tabela 12 as remoções das duas fases da pesquisa, a fase 1 onde foi utilizado 90 mg/L de Al_2O_3 de PAC e a fase 2 onde foi utilizado 9 mg/L de Al_2O_3 de PAC.

Tabela 12: Comparação dos resultados de remoção na fase1 e na fase 2.

| Parâmetros | Eficiência de remoção com aplicação de 90 mg/L de Al_2O_3 (%) | Eficiência de remoção com aplicação de 9 mg/L de Al_2O_3 (%) |
|-----------------------------|---|--|
| Turbidez (NTU) | 98 | 94 |
| Cor Aparente (PtCo) | 97 | 90 |
| DQO (mg/L) | 90 | 82 |
| Nitrogênio Amoniacal (mg/L) | 100 | 100 |
| Sólidos Totais (mg/L) | 89 | 59 |

De acordo com a Tabela 12 a concentração utilizada no início do trabalho é desnecessária para obtenção de bons resultados no sistema de flotação e filtração-adsortiva. Para os parâmetros turbidez, cor e DQO houve somente pequenas perdas de eficiências e para o nitrogênio amoniacal não houve perda de eficiência.

Com relação à remoção de sólidos totais foi verificado uma perda de eficiência para os ensaios com 9 mg/L de Al_2O_3 . Tal fato pode ter ocorrido por causa da maior concentração de sólidos totais no efluente do reator UASB para as últimas semanas e/ou pode ter havido influencia direta de uma menor dosagem do coagulante. Porém, a remoção de quase 60% de sólidos totais já pode ser considerada eficiente.

Logo, este estudo mostrou que o meio granular composto por zeólita é eficiente na redução de sólidos, assim como filtros compostos por areia, com a vantagem de remover o nitrogênio.

7. CONCLUSÃO

Sabe-se que os reatores anaeróbios que tratam efluentes sanitários, apresentam dificuldades em propor a qualidade exigida pelas legislações para o lançamento em corpos hídricos. Uma opção de tratamento terciário do efluente de reatores anaeróbios para esgoto sanitário é a flotação por ar dissolvido combinada com a filtração adsortiva por zeólita. Os resultados obtidos neste estudo atenderam os padrões, o sistema de flotação com a filtração-adsortiva mostrou-se eficiente em todos os parâmetros avaliados.

Na avaliação do sistema de floto-filtração com a concentração de 90 mg/L de Al_2O_3 de PAC proporcionou maior eficiência de remoção de turbidez residual, cor aparente, DQO e sólidos totais.

A concentração de 9 mg/L de Al_2O_3 também se mostrou eficiente para a remoção de todos os parâmetros analisados. Com esta concentração, as eficiências da turbidez residual, cor aparente e DQO permaneceram elevadas, porém para a remoção de sólidos totais o sistema mostrou-se menos eficiente.

Como as análises dos parâmetros de qualidades foram realizadas antes e depois da filtração-adsortiva, é possível concluir que houve remoção de sólidos totais fixos e voláteis tanto por flotação quanto por filtração.

Conclui-se, quanto à adsorção, que a zeólita comercial utilizada, composta por minerais de heulandita, clinoptilolita e mordenita, apresenta boa capacidade de remoção de nitrogênio amoniacal, de tal modo que o presente estudo apresentou uma eficiência de 100% de remoção em nitrogênio amoniacal.

RECOMENDAÇÕES

- Durante o decorrer deste estudo não houve necessidade de substituir a zeólita utilizada, pois o mineral suportou a passagem do volume de todos os ensaios com redução de nitrogênio de 100%. Porém, se o leito zeolítico saturar é sugerido à recuperação da capacidade adsorvente da zeólita por meio de banho em solução salina. A regeneração da zeólita com vistas a reutilização é um fator importante, pois possibilita a redução dos custos do tratamento e minimiza a geração de resíduos.
- Em relação à disposição final da zeólita saturada é recomendado que seja feito estudo de classificação do material de acordo com a Norma ABNT NBR 10004. Assim pode ser classificada como resíduo classe I, resíduo de Classe IIA ou Classe IIB, ou seja, resíduo perigoso, resíduo não perigoso inerte ou não inerte para disposição final correta. Há também uma alternativa mais ecológica, que seria o envio das zeólitas saturadas para o co-processamento em fornos da indústria cimenteira.
- Sugere-se em estudos posteriores que o processo de flotação e filtração-adsortiva seja feito em uma única unidade, para que a taxa de aplicação superficial permaneça a mesma, tanto na flotação como na filtração.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, Mônica. R. M. P de; NOVAES, Amanda. C; GUARINO, Alcides. W. S. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **SciELO**, v. 25, n. 6b, São Paulo, nov/dez, 2002. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422002000700015> >. Acessado em: 10 Jan. 20014.
- AISSE, Miguel. M et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistema de flotação. In: Chernicharo, Carlos. A. de L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte, 2001.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Health Association, 1998. 1193 p.
- ARIANO, Gustavo. C. **Coagulação, floculação e flotação do efluente de reatores anaeróbios, tratando esgoto sanitário, com aplicação de diferentes dosagens de coagulante em função da variação da turbidez do esgoto afluente ao longo do dia**. 2009.193 f. Dissertação. (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos/USP, São Carlos, 2009.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de Março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 18/03/2005.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, 16/05/2011.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 397 de 03 de Abril de 2008. Altera o inciso II do § 4º e a Tabela 10 do § 5º, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA nº 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União, Brasília, 07/04/2008.
- CAMPOS, José. R et al. **Tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios**. Departamento de Hidráulica e Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos - SP, 1996.
- CHERNICHARO, Carlos. A. de L et al. Aplicabilidade da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos domésticos. In: Chernicharo, Carlos. A. de L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte, 2001.

CHERNICHARO, Carlos. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007.

DANTAS, Ângela. Di B. **Controle básico de ETAs 1 – Coagulação: nível 2: ReCESA**, 2008.

Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed. São Carlos: Editora Rima, 2005.

FILHO, Antônio. C. T. P; BRANDÃO, Cristina. C. S. **Avaliação do potencial da flotação por ar dissolvido sob pressão como pós-tratamento para efluentes de reatores anaeróbios de fluxo ascendente**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, XVII, Porto Alegre – RS, 2000.

FUNGARO, D. A; SILVA, M. G. **Utilização de zeólita preparada a partir de cinzas residuária de carvão como adsorvedor de metais em água**. Nova Quimica, v. 25, n. B6, 2002.

<http://www.klintex.com.br> (acessado em Janeiro de 2014).

JÜRGENSEN, D; RICHTER, C. A. **Tratamento de esgotos por digestão anaeróbia – Coagulação e flotação**. SANARE. Curitiba, SANEPAR. 1 (1): 19-20. Jul/Set 1994.

LEME, Edson J. de A. **Manual Prático de Tratamento de Águas residuárias**. 1. ed. São Carlos: Edufscar, 2010.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3 ed. Campinas: Editora Átomo, 2010.

LUZ, Adão. B da. **Zeólitas: Propiedades e usos industriais**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995.

MAIA, J. C. C; BEZERRA, J. F.M. **Aplicação de flotação por ar dissolvido no tratamento de despejos líquidos industriais**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Fortaleza, 1981.

METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. 4. Ed., Mc Graw Hill. New York, 2003.

PAVANELLI, Gerson. **Eficiência de diferentes tipos de coagulação na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. 233 f.

Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

REALI, Marco. A. P; PENETRA, Rogério. G; CAMPOS, José. R. **Influencia da floculação na flotação de efluentes de reatores anaeróbios (UASB)**. Departamento de Hidráulica e Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos - SP, 1998.

SANTOS, Hélio. R dos. **Coagulação/Precipitação de efluentes de reatores anaeróbios de leito expandido e de sistema de lodo ativado precedido de reatores UASB, com remoção de partículas por sedimentação ou flotação**. 2006. 331f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos/USP, São Carlos, 2006.

SARDÁ, Luana. G. **A utilização da zeólita na remoção de nutrientes do efluente de dejetos suínos**. 2006. 40 f. Monografia. Trabalho de conclusão de curso (Graduação) – Curso Superior de Engenharia Agrônômica. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SOBRINHO, Pedro. A; JORDÃO. Eduardo. P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – Uma análise crítica. In: Chernicharo, Carlos. A. de L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte, 2001.

SOUSA, J. T. et al. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.4, n.1, p.87-91, 2000.

VACLAVIK, Fernanda. D. **Avaliação e Otimização do uso de zeólita no tratamento terciário de efluentes líquidos industriais**. 2010. 71 f. Monografia. Trabalho de conclusão de curso (Graduação) – Curso Superior de Química Industrial. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

