

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
ENGENHARIA AMBIENTAL

THALITA SALGADO FAGUNDES

**Uso de polímero Natural a Base de Amido como Auxiliar de floculação no
pós-tratamento de efluentes UASB com Flotação por Ar Dissolvido**

São Carlos, SP

2010

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
ENGENHARIA AMBIENTAL

Uso de polímero Natural a Base de Amido como Auxiliar de
floculação no pós-tratamento de efluentes UASB com Flotação por Ar
Dissolvido

Aluna: Thalita Salgado Fagundes
Orientador: Prof. Dr. Marco Antonio Penalva Reali

Monografia apresentada ao curso de
graduação em Engenharia Ambiental da
Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo.

São Carlos, SP
2010

DEDICATÓRIA

Ao meu avô Zé e tio Chico (*em memória*), e a minha mãe pelo exemplo de caráter.

“Se, a princípio, a ideia não é absurda, então não há esperança para ela.”

Albert Einstein

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo companheirismo e orientação incansáveis.

Aos meus pais, Lucia Helena e Antonio Tadeu, e meu irmão Junior, pelo amor, carinho e dedicação.

Ao Prof. Dr. Marco Antonio Penalva Reali, pela ótima orientação.

À técnica do Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas, Maria Teresa, pela ajuda na pesquisa.

A USP-EESC, pela minha graduação em Engenharia Ambiental.

A todos os docentes, que contribuíram para minha formação.

As minhas amigas e aos meus amigos da faculdade, e de Taubaté/SP, pelo carinho, amizade e companheirismo.

À Alenquer/PA e Calama/RO pelo aprendizado imensurável.

Sumário

RESUMO	10
ABSTRACT	11
Lista de abreviaturas e símbolos	12
1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVO	18
2.1 Objetivo geral	18
2.2 Objetivos específicos	18
3. REVISÃO DA LITERATURA	19
3.2 Atendimento à legislação brasileira	20
3.3. Reatores UASB	22
3.4 Coagulação e floculação	24
3.5 Flotação como pós-tratamento	28
3.6 Tipos de Flotação	29
3.7 Flotação por Ar Dissolvido	30
3.8 Auxiliadores de floculação	35
3.9 Amido como auxiliar de floculação	40
3.10 Remoção de fósforo em esgoto sanitário	45
4. MATERIAL E MÉTODOS	49
4.1 Estação de Tratamento de Esgoto de São Carlos/SP – ETE Monjolinho	49
4.2 Equipamentos utilizados	51
4.2.1 Jar-test	51
4.2.2 Flotatestes	51
4.3 Produtos químicos utilizados	53
4.4 Aparelhagem Utilizada	54
4.5 Preparo da solução de amido	54
4.6 Parâmetros fixados	55
4.7 Roteiro de Ensaio	56
Fase 1: Variação do par de dosagem de coagulante e auxiliar de floculação para as diferentes fontes de polímero natural a base de amido testadas, com vista a escolha da fonte de amido mais adequada.	57
Fase 2: Análise de remoções das variáveis para a mais conveniente das fontes de amido testadas na Fase 1, com vista à seleção do par de dosagem de coagulante e auxiliar de floculação mais conveniente.	60
Fase 3: Adição de dosagem fixa de polímero catiônico às variadas dosagens de Cloreto Férrico e Polímero natural a base de amido.	62
Fase 4: Variação da proporção de NaOH no preparo da solução estoque de polímero natural a base de amido.	65
4.8 Caracterização do Efluente de reator UASB	69
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	70
5.1 Resultados Fase 1	70
5.1.1 Avaliação do desempenho do Polímero natural a base de amido de milho.	70
5.1.1.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB	70
5.1.1.2 Ensaio com Flotatestes	72
5.1.2 Avaliação do desempenho do Polímero natural a base de amido de batata.	75
5.1.2.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB	75
5.1.2.2 Ensaio com Flotatestes	77
5.1.3 Avaliação do desempenho do Polímero natural a base de amido de araruta.	80
5.1.3.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB	80
5.1.3.2 Ensaio com Flotatestes	81

5.2 Resultados Fase 2.....	86
5.2.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB.....	87
5.2.2 Ensaios com Flotatestes.....	88
5.3 Resultados Fase 3.....	92
5.3.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB.....	93
5.3.2 Ensaios com Flotatestes.....	94
5.4 Resultados Fase 4.....	100
5.4.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB.....	101
5.4.2 Ensaios com Flotatestes.....	102
5.4.2.1 Ensaios com Flotatestes aplicando 3,0 mL de solução NaOH 50g/L	102
5.4.2.2 Ensaios com Flotatestes aplicando 3,5 mL de solução NaOH 50g/L	103
5.4.2.3 Ensaios com Flotatestes aplicando 4,0 mL de solução NaOH 50g/L	104
5.4.2.4 Ensaios com Flotatestes aplicando 4,5 mL de solução NaOH 50g/L	104
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	107
7. BIBLIOGRAFIA	109

RESUMO

FAGUNDES, T.S. Uso de Polímero Natural a Base de Amido como Auxiliar de floculação no pós-tratamento de efluentes UASB com Flotação por Ar Dissolvido.

2010. 111p. Trabalho de Graduação (Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2010.

A presente pesquisa teve como objetivo principal o estudo da aplicação de polímeros naturais a base de amido como auxiliares de floculação em pós-tratamento de efluentes anaeróbios em escala laboratorial, mais especificamente de reatores UASB da ETE Monjolinho de São Carlos/SP, por Flotação por Ar Dissolvido. Concluiu-se que o polímero natural a base de amido usado como auxiliar de floculação mostrou melhoras nas remoções dos parâmetros físico-químicos analisados, porém não significativas. O amido de batata se mostrou o melhor dentre os amidos estudados, atingindo remoções de turbidez de 95%, e 87% de DQO com 30,0mg/L de FeCl₃ e 10,0mg/L de amido de batata. A associação de polímero natural de amido de batata com polímero catiônico não apresentou vantagens, já que não foi verificado aumento das eficiências de remoção dos parâmetros físico-químicos analisados. Também verificou-se que a variação da proporção de NaOH na solução de amido de batata não interferiu significativamente nos resultados. A remoção de turbidez e DQO foi ligeiramente melhor na proporção atual de 1:5 (NaOH:amido), porém a de SST mostrou pequena melhora quando preparada na proporção de 1:6,6 (NaOH:amido).

Palavras-chave: amido, flotação por ar dissolvido, efluente UASB

ABSTRACT

FAGUNDES, T.S. 2010. **Use of a natural polymer composed of starch as an auxiliary of flocculation in the post-treatment of UASB effluents with Dissolved Air Flotation.** 111p. Undergraduation Conclusion Essay (Environmental Engineering) – School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, 2010.

This research aims at the study of the utilization of a natural polymer composed of starch as an auxiliary of flocculation in the post-treatment of effluents from anaerobic reactors in laboratory scale, more specifically, UASB reactors of ETE Monjolinho in São Carlos/SP, using Dissolved Air Flotation. The research concluded the removals of the physical-chemical parameters were improved by such a natural polymer, although not significantly. The potato starch was the best among the ones studied, with 87% DQO removal, and 95% turbidity removal, using 30,0mg/L of FeCl₃ and 10,0mg/L of potato starch. The use of this polymer together with a cationic polymer did not show removal efficiency in the parameters studied. Based on the results of the experiments, the alteration in the NaOH proportion in the starch solution did not interfere abruptly in the results. The removal of turbidity and DQO was better when using the actual 1:5 (NaOH: starch) proportion, but the SST removal showed to be better when using the 1:6,6 (NaOH:starch) proportion.

Keywords: starch, Dissolved Air Flotation, UASB effluents

Lista de abreviaturas e símbolos

Abs_{254 nm} = Absorbância medida em espectrofotômetro para comprimento de onda de 254 nm;

CONAMA = Conselho Nacional do Meio Ambiente, órgão do Ministério do Meio Ambiente que legisla resoluções ambientais regulamentadoras em nível federal no Brasil;

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio. Para este trabalho considerar DBO igual a DBO_{5,20};

DQO = Demanda química de oxigênio. Para este trabalho considerar DQO igual a

EESC = Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo;

ETE = Estação de Tratamento de Esgoto;

FAD = Flotação por ar dissolvido;

Fe³⁺ = Íon trivalente do metal ferro, substância ativa na reação de coagulação de sais de ferro com a alcalinidade;

FeCl₃ = Fórmula química do cloreto férrico, coagulante;

g = Grama, medida de massa;

Gfloc = Gradiente médio de velocidade na floculação;

Gmr_{FeCl₃} = Gradiente médio de velocidade na mistura rápida para mistura de Cloreto Férrico;

Gmr_{amido} = Gradiente médio de velocidade na mistura rápida para mistura de polímero natural a base de amido;

H₂S = Fórmula química do sulfeto de hidrogênio, ácido sulfídrico ou gás sulfídrico;

kPa = Quilo pascal, unidade de pressão;

L = litro, medida de volume;

m = Metro ou metros, medida de comprimento;

mg = miligrama, medida de massa;

min. = Minuto ou minutos, medida de tempo;

nm = Nímetro, medida de comprimento;

NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl, compreende a parcela não oxidada de nitrogênio presente em uma amostra (orgânico + amoniacal);

pH = Potencial hidrogeniônico, escala compreendida entre 0 e 14 que permite inferência quanto a acidez ou alcalinidade de uma amostra;

ppm = parte por milhão

Psat = Pressão de saturação de ar em compartimento utilizado em unidades de flotação por ar dissolvido;

R = Fração de recirculação, percentual de água saturada com ar misturada à amostra bruta, em termos de volume;

s = segundo ou segundos, unidade de tempo;

SHS = Setor de Hidráulica e Saneamento;

SST = Sólidos suspensos totais;

ST = Sólidos Totais;

S* = Quantidade de ar fornecida à flotação (g de ar por m³ de efluente);

TAS = Taxa de Aplicação Superficial, neste estudo compreende a vazão de esgoto aplicada por unidade de área de um flotador;

TDH = Tempo de Detenção Hidráulica;

Tfloc = Tempo de floculação;

Tmr_{FeCl₃} = Tempo de mistura rápida para mistura do Cloreto Férrico;

$T_{mr_{amido}}$ = Tempo de mistura rápida para mistura do Polímero Natural a base de amido;

UASB = Do inglês Upflow Anaerobic Sludge Blanket, reator biológico anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo;

UNT = Unidade Nefelométrica de Turbidez, unidade de medida para turbidez;

UV = Ultra-violeta

USP=Universidade de São Paulo

V_f = Velocidade de flotação, conceituada pelo deslocamento ascensional de uma microbolha por unidade de tempo, expresso em $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$;

V_{f1} = Velocidade de flotação número 1, referente à 10 cm/min ;

V_{f2} = Velocidade de flotação número 2, referente à 14 cm/min ;

V_{f3} = Velocidade de flotação número 3, referente à 20 cm/min ;

V_{f4} = Velocidade de flotação número 4, referente à 25 cm/min ;

$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ = Microsiemens por centímetro, unidade da medida de condutividade elétrica;

$^{\circ}\text{C}$ = Graus Célsius, medida de temperatura.

1. INTRODUÇÃO

Os baixos níveis de atendimento à população brasileira com serviços de saneamento básico, principalmente no que se refere à coleta e tratamento de esgotos sanitários, demonstram a necessidade de articulações políticas, aliadas ao uso de tecnologias eficientes e economicamente viáveis.

Baseados na realidade brasileira, como condições ambientais, culturais e econômicas, os sanitaristas se depararam com o desafio de utilizar processos “mais naturais” possíveis, simples, cujos reatores utilizados requeressem menos mecanização e complexidade de construção e operação.

Observando o leque de tecnologias já desenvolvidas ou adaptadas à realidade do país, os estudiosos da Engenharia Sanitária e Ambiental perceberam que, em climas quentes, os processos anaeróbios são eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos sedimentáveis, já que a digestão anaeróbia atinge sua taxa máxima em altas temperaturas.

O uso progressivo dessa tecnologia tem como motivação a remoção considerável de material orgânico, geralmente cerca de 70% (CAMPOS, J. R.; CICERO, O.A.N, 1999), sem o dispêndio de energia ou adição de substâncias químicas auxiliares.

Dependendo da carga orgânica afluyente, e da classe do corpo receptor, reatores anaeróbios são suficientes para tratar o esgoto sanitário dentro dos limites legais. Porém, na maioria dos casos, não removem satisfatoriamente microrganismos patogênicos nem nutrientes eutrofizantes, necessitando assim, de pós-tratamento.

Dentre alguns pós-tratamentos, como lagoas de polimento, reator com biofilme, ou lodos ativados, estudos vêm demonstrando as vantagens advindas da adoção da flotação por ar dissolvido como pós-tratamento de sistemas anaeróbios.

A compacidade das unidades, a oxigenação do efluente dos reatores, o baixo custo de implantação, e a elevada eficiência na remoção de fósforo por precipitação química, estão convencendo engenheiros a adotarem tal concepção nos projetos sanitários. A ETE Anhumas em Campinas, pioneira no assunto, a ETE de Rio Claro e a ETE Monjolinho em São Carlos são exemplos de aplicação desse modelo inovador.

A literatura nos mostra que uma eficiente desestabilização dos colóides causada pelo emprego de coagulantes é fundamental na floculação, onde ocorre formação de flocos (CAMPOS; CICERO, 1999). Sabe-se também que, embora sistemas de tratamento físico-químicos sejam menos custosos durante a implantação, os gastos com sua operação são maiores. O coagulante é uma das principais despesas, embora seja imprescindível para uma boa floculação. Baseada em tais fatores, pesquisas vem sendo desenvolvidas na Escola de Engenharia de São Carlos/USP, a fim de otimizar a função do coagulante primário, com o emprego de auxiliares de floculação.

2. OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência do polímero natural a base de amido como auxiliar de floculação no pós-tratamento de efluentes de reator UASB por flotação por ar dissolvido.

2.2 Objetivos específicos

.Analisar a fonte de amido mais eficiente como auxiliar de floculação no pós-tratamento de efluentes anaeróbios.

Analisar o par de dosagem mais conveniente de polímero natural a base de amido e cloreto férrico para pós-tratamento de efluentes anaeróbios.

Analisar a influência da proporção de NaOH na solução de polímero natural a base de amido, na eficiência do tratamento.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Tratamento Anaeróbio

O tratamento anaeróbio consiste num processo biológico, no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promove a transformação de compostos orgânicos complexos - carboidratos, proteínas e lipídios - em produtos mais simples como metano e gás carbônico (CHERNICHARO et al, 2001).

No processo anaeróbio procura-se acelerar a digestão, criando condições favoráveis, tais como manutenção de grande massa de bactérias ativas, intenso contato entre o material orgânico do afluente e a massa bacteriana do sistema, temperatura e pH ótimos, presença de elementos nutrientes e ausência de materiais tóxicos no afluente.

As principais vantagens do reator anaeróbio em relação ao aeróbio podem ser resumidas:

- Baixo consumo de energia;
- Menor produção de lodo, diminuindo os custos de disposição final;
- Redução dos custos para implantação e operação;
- Possibilidade de utilização do gás metano como combustível;
- Minimização da necessidade de atenção operacional;
- Bom funcionamento após períodos de paralisação;
- Lodo com características que favorecem desaguamento;

Mesmo com as vantagens citadas, os processos anaeróbios carregam também aspectos negativos, necessitando de futuros estudos para sua melhoria, como:

- Emissão de maus odores;
- Longo período de partida do sistema, se não houver inoculo adequado;

- Sensibilidade a mudanças de condições ambientais (pH, temperatura, sobrecargas orgânicas e hidráulicas).

Os reatores anaeróbios disponíveis tecnologicamente no Brasil são basicamente: decanto-digestor, filtro anaeróbio, reator de manta de lodo, reator de leito expandido ou fluidificado e lagoa anaeróbia. As condições físicas, ambientais, socioculturais e econômicas da localidade devem ser consideradas na escolha da alternativa mais viável.

Campos; Cicero (1999) destaca análise de alguns parâmetros mínimos que devem embasar a escolha citada: eficiência na remoção de sólidos, matéria orgânica, microrganismos patogênicos e nutrientes eutrofizantes; capacidade do sistema de se restabelecer de perturbações funcionais; riscos de maus odores e proliferação de insetos; facilidade de expansão; complexidade construtiva; facilidades e dificuldades para manutenção e operação; potencial produtivo, e retorno social do investimento.

3.2 Atendimento à legislação brasileira

De acordo com o uso dos corpos d'água, a legislação federal e estadual remete a estas classificações, estabelecendo padrões de qualidade. Uma grande parte dos corpos receptores no Brasil são enquadrados na classe 2 (KATO; SOBRINHO,1999), em que se destacam os seguintes parâmetros como padrões de qualidade:

- $DBO \leq 5\text{mg/L}$;
- $OD \geq 5\text{ mg/L}$;
- Nitrogênio amoniacal $\leq 3,7\text{mg/L N}$, para $\text{pH} < 7,5$
 $2,0\text{ mg/L N}$, para $7,5 < \text{pH} < 8,0$
 $1,0\text{ mg/L N}$, para $8,0 < \text{pH} < 8,5$
 $0,5\text{ mg/L N}$, para $\text{pH} > 8,5$
- Fósforo $\leq 0,025\text{ mg/L}$.

Além de padrões dos corpos d'água, os efluentes de qualquer fonte também devem obedecer alguns parâmetros, estabelecidos pela CONAMA 357/05, tais como:

- pH entre 5 e 9;
- Nitrogênio amoniacal $\leq 20\text{mg/L}$;
- Materiais flutuantes ausentes
- Materiais sedimentáveis: até 1mL/L , em teste de 1 hora em cone Imhoff.

Alguns estados brasileiros, como São Paulo e Minas Gerais, também limitaram a DBO do efluente em 60mg/L , restringindo ainda mais a qualidade dos lançamentos.

O valor limite do fósforo exigido pela legislação ($\leq 0,025\text{mg/L}$) é, na maioria dos casos, difícil de ser cumprido sem projetos específicos para sua remoção; logo, os órgãos ambientais têm se preocupado mais com possíveis casos de eutrofização de lagos (KATO; SOBRINHO, 1999). Sob o olhar dos sólidos sedimentáveis, uma boa operação dos reatores UASB, por exemplo, produzirá SS até 1mL/L . Considerando tais fatores, os processos anaeróbios não têm restrições significativas para seu uso.

Entretanto, o parâmetro destacado para órgãos de controle ambiental tem sido a Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO. A tabela 1 mostra as faixas de valores comuns para processos anaeróbios.

Tabela 1-Valores comuns para DBO do efluente e de remoção em sistemas anaeróbios. FONTE: KATO; SOBRINHO (1999)

Sistema Anaeróbio	DBO do afluente (mg/L)	Remoção de DBO (%)
Lagoa anaeróbia	70-160	40-70
Reator UASB	60-100	55-75
Fossa séptica	80-150	35-60
Tanque Imhoff	80-150	35-60
Fosse séptica seguida de filtro	40-60	75-85

anaeróbio		
Reator compartimentado	70-160	40-65
Rator de leito expandido	60-100	60-75

Para alcançar a eficiência de remoção de DBO exigida legalmente, o uso de reatores anaeróbios pode ser acompanhado de tratamento complementar - seja aeróbio, novamente anaeróbio ou físico-químico.

3.3. Reatores UASB

Desenvolvido no final da década de 70, na Holanda, o Reator de Manta de Lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*), é utilizado no Brasil desde a década de 80, tendo atualmente, variações tecnológicas do modelo inicial, e diversas pesquisas para aperfeiçoar seu funcionamento, como as realizadas na Escola de Engenharia de São Carlos – EEESC/USP, e na Companhia de Saneamento do Paraná- Sanepar.

Considerado popular no Brasil, com cerca de 300 reatores pelo país (KATO et al, 1999), o reator UASB possui diversas vantagens em relação aos demais tratamentos anaeróbios, tais como:

- Produção de lodo já estabilizado a custo atraente;
- Tempo de detenção hidráulica menor;
- Mau odor passível de ser controlado;
- Relativa baixa demanda de área.

Porém, a dependência da boa operação do pré-tratamento, a maior sensibilidade a substâncias tóxicas presentes no esgoto, a interferência das flutuações de vazões sobre os sistemas, e a necessidade, quase sempre, de pós-tratamento, são aspectos negativos advindos do uso desses reatores.

Para um bom funcionamento, inicialmente, há a inoculação do reator com lodo anaeróbio, seguido de alimentação em baixa taxa, no modo ascendente. Conforme a taxa de alimentação aumenta progressivamente, junto ao fundo do reator, é desenvolvido um lodo bem concentrado – 40000 a 100000 mg ST/L.

Acima desse leito de lodo, encontra-se uma zona de lodo mais dispersa, chamada manta de lodo. A concentração do lodo nessa zona varia de 1,5 a 3% (CHERNICHARO et al, 1999). O sistema é automisturado pela movimentação ascendente das bolhas do biogás e do fluxo de esgotos por meio do reator. A remoção do substrato ocorre por meio de todo o leito e manta de lodo, mas mais pronunciado no leito.

Com a movimentação ascendente das bolhas, ocorre o carreamento de lodo, motivo este da instalação do separador trifásico (gases, sólidos e líquidos) na parte superior do reator, a fim de reter e retornar o lodo. No entorno e acima do separador trifásico, configura-se uma câmara de sedimentação, na qual o lodo mais denso é removido da massa líquida e retornado ao compartimento de digestão, enquanto as partículas mais leves são perdidas do sistema juntamente com o efluente final.

O separador trifásico é que garante o retorno do lodo e elevada capacidade de retenção de grandes quantidades de biomassa, resultando em tempo de residência celular bem superior ao tempo de detenção hidráulica, caracterizando os reatores UASB como sistemas anaeróbios de alta taxa.

Visando o monitoramento das variáveis desses reatores, na construção destes, devem ser previstos dispositivos especiais: para coleta de amostragem de lodo a diferentes profundidades; para descarga do excesso de lodo; para coleta de gás e manutenção do nível constante da interface líquido-gás.

Os critérios para projetos de reator UASB baseiam-se na experiência em escala de demonstração e real. No caso de esgoto sanitário, sabe-se que a carga hidráulica e não a

carga orgânica deve ser o parâmetro mais importante na determinação da forma e do tamanho do reator.

Por fim, KATO et al (1999) citam valores médios de R\$20/hab a R\$30/hab para construção de reatores UASB, demonstrando vantagem econômica, se comparado com tecnologias aeróbias de tratamento de esgotos.

3.4 Coagulação e floculação

Toda Estação de Tratamento de Esgoto convencional é composta, basicamente, de tratamento preliminar, tratamento primário, recentemente sendo eliminados, tratamento secundário e tratamento terciário - em algumas configurações. O uso crescente do tratamento físico-químico, em algumas dessas etapas, advém principalmente da necessidade de remoção de fósforo, e incremento na remoção de turbidez, DQO e sólidos.

Para retirada eficiente de material em suspensão não sedimentável, é necessária a desestabilização dos colóides presentes na água residuária para futura formação de flocos e remoção destes. Advém daí a importância do bom funcionamento da coagulação e floculação para eficiência das unidades posteriores. ODEGAARD¹ (1979 apud REALI et al., 2001) cita que o processo de formação e separação dos flocos pode ser dividido em três etapas: coagulação/precipitação, floculação e separação (sedimentação, flotação ou filtração).

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005) “A coagulação, geralmente realizada por sais de alumínio e de ferro, resulta de dois fenômenos: o primeiro essencialmente químico, que consiste nas reações do coagulante com a água e na formação de espécies

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

hidrolisadas com carga positiva e depende da concentração do metal e pH final da mistura; o segundo fundamentalmente físico consiste no transporte de espécies hidrolisadas para que haja contato entre as impurezas presentes na água”.

Para desestabilizar eficientemente todas ou a maioria das partículas coloidais do despejo, o coagulante necessita entrar em contato com o maior número possível destas partículas. A unidade de Mistura Rápida desempenha, então, a função de provocar a turbulência adequada para a distribuição uniforme do coagulante.

Como as partículas e substâncias húmicas presentes no efluente possuem potencial negativo, acabam formando uma espécie de filme carregado negativamente em sua externalidade. A adição do coagulante carregado positivamente diminui tal camada, aproximando as partículas, sem que haja repulsão entre elas.

De modo geral, pode-se dividir os mecanismos de coagulação em quatro tipos: compressão da camada difusa, neutralização-adsorção de cargas, varredura e formação de pontes. Pode-se considerar o primeiro mecanismo como sendo de natureza puramente eletrostática. Ocorre devido à presença de grande quantidade de eletrólitos indiferentes e que serão atraídos para as proximidades da superfície dos colóides, fazendo com que haja a compressão da camada difusa formada na superfície das partículas. Desta forma haverá menor repulsão entre os colóides permitindo a sua coagulação. Todos os mecanismos, com exceção deste, podem ocorrer no tratamento de águas residuárias.

No mecanismo de adsorção-neutralização de cargas, os hidroxocomplexos, os cátions hidratados, e os precipitados carregados positivamente serão adsorvidos na superfície dos colóides. Os sais de Fe^{3+} e Al^{3+} são considerados polieletrólitos, já que formam elementos hidrolisados polinucleares, $\text{Me}_q(\text{OH})_{nq+}$, que são prontamente adsorvidos na interface partícula-água. São estes sais que formam os complexos

hidrolisados citados anteriormente. Quando uma quantidade desses sais adicionada à água residuária exceder a solubilidade máxima do hidróxido do metal correspondente, uma série de reações hidrolíticas ocorre, gerando, por exemplo, precipitados de hidróxidos de metais. A dosagem desses coagulantes é função da concentração dos colóides presentes no despejo, mostrando que suas interações químicas contribuem significativamente para uma boa adsorção e desestabilização coloidal.

No mecanismo de varredura, as concentrações de coagulante são elevadas, de modo que o produto de solubilidade dos hidróxidos produzidos é sobrepassado. A precipitação flocculenta destes hidróxidos removerá por captura os colóides presentes no meio, e os próprios colóides servirão como sementes para a formação do precipitado.

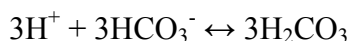
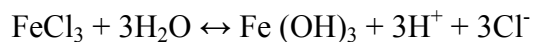
O mecanismo de formação de pontes é típico para sistemas nos quais sejam adicionados compostos orgânicos de cadeia longa, como polieletrólitos. Tais polímeros podem ser:

- Catiônicos: possuem sítios ionizáveis positivos;
- Aniônicos: possuem sítios ionizáveis negativos;
- Não iônicos: não possuem sítios ionizáveis;
- Anfóliticos: possuem sítios ionizáveis positivos e negativos.

As interações entre os sítios ativos destas macromoléculas e os colóides promovem sua aglomeração. Os polímeros catiônicos tendem a atuar na neutralização das cargas negativas dos colóides das águas. Os polímeros não iônicos e aniônicos atuam na formação de pontes partícula-polímero-partícula ODEGAARD² (1979 apud REALI et al ,1999).

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

Como dito anteriormente, os sais mais utilizados como coagulantes são os de ferro e de alumínio. As reações para o cloreto férrico no tratamento de águas residuárias são basicamente (METCALF & EDDY, 1991):



O conhecimento da solubilidade das diversas espécies hidrolisadas de ferro presentes em diferentes valores de pH é de grande importância, pois os mecanismos da coagulação dependem da concentração de cada espécie na solução. O diagrama de solubilidade do ferro é mostrado na Figura 1:

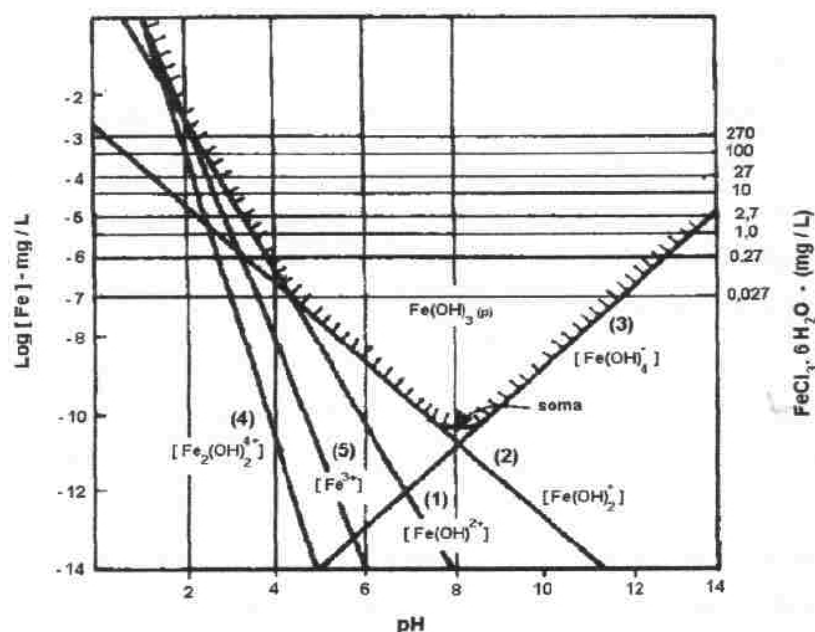


Figura 1-Diagrama de solubilidade do ferro em função da concentração molar de ferro, a temperatura de 25°C. FONTE: Di BERNARDO (1993 apud PENETRA, 1998)

Uma consequência do tratamento por reatores UASB é a produção de gás sulfídrico, causando maus odores. O cloreto férrico possui a capacidade de reagir com o sulfeto dissolvido no efluente do UASB, formando um precipitado praticamente insolúvel em pH neutro e de tonalidade escura, como mostra a figura 2:

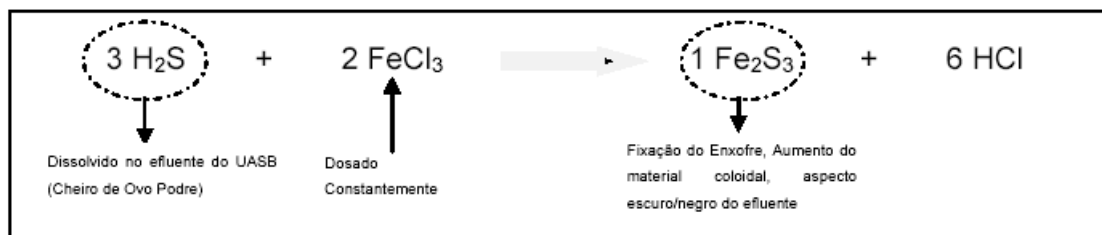


Figura 2-Reação do cloreto férrico com ácido sulfídrico. FONTE: ARIANO (2009)

Mesmo sendo uma vantagem do cloreto férrico, é importante salientar que tal reação ocorre concomitantemente com as de sais de ferro, o que implica em necessidade de dosagens superiores de coagulantes a serem aplicadas.

Depois do processo de coagulação e passagem pela câmara de mistura, a água segue para a câmara de floculação, onde ocorre mistura lenta. Nesta, os flocos - sementes de flocos gerados na coagulação irão agregando, por adsorção, às partículas dissolvidas ou em estado coloidal. A floculação, quanto ao mecanismo de transporte, pode ser classificada como Pericínética - Movimento Browniano, em que a energia propulsora da floculação é a energia térmica do fluido; Ortocinética - Gradiente de Velocidades, em que as partículas são colocadas em contato com outras pela presença de gradientes de velocidade no movimento do fluido; e por Sedimentação Diferencial, em que as partículas coloidais com diferentes velocidades se chocam em um elemento de volume.

Depois de floculado, o efluente com os flocos formados passa por uma unidade de sedimentação ou flotação, onde o escoamento da água atinge baixíssimas velocidades para promover a separação dos flocos em suspensão.

3.5 Flotação como pós-tratamento

Como já mencionado, a qualidade do efluente de tratamento anaeróbio de esgotos sanitários não atinge os limites impostos pela Legislação, sendo necessário pós-tratamento em diversos casos.

Uma alternativa atraente é a flotação. A flotação remove sólidos em suspensão e, quando em combinação com agentes coagulantes, pode remover nutrientes, principalmente o fósforo, e parcela da matéria orgânica dissolvida. Além disso, a flotação proporciona a redução dos teores de gases odoríferos, além de elevar o nível de oxigênio dissolvido, o que resulta num efluente de melhor qualidade (REALI et al, 2001). Com relação ao emprego dos decantadores, a flotação apresenta produção de lodo com elevado teor de sólidos na superfície do flotador; possui processo de alta taxa, resultando em unidades compactas e versáteis; e exige menores dosagens de coagulantes para obtenção de eficiências de remoção semelhantes às da sedimentação (PENETRA, 2003).

A flotação é um processo que envolve três fases: líquida, sólida e gasosa. É utilizado para separar partículas suspensas ou materiais graxos ou oleosos 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 e EDDY, 1991).

3.6 Tipos de Flotação

Exceto a flotação gravitacional natural, onde as partículas têm peso específico menor que o líquido que as contêm, os processos de flotação podem ser classificados de acordo com o método de produção das bolhas.

A eletroflotação é um processo utilizado para tratamento de efluentes radioativos, despejos com tintas e emulsões de pintura, no qual a obtenção das bolhas de H_2 e O_2 é feita por eletrólise da água.

Em suspensões de algas, pode ocorrer a autoflotação, caso elas se tornem suficientemente supersaturadas com o oxigênio dissolvido da fotossíntese.

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 mm, quando comparados com o tamanho dos sólidos (MAIA.; BEZERRA,1981).

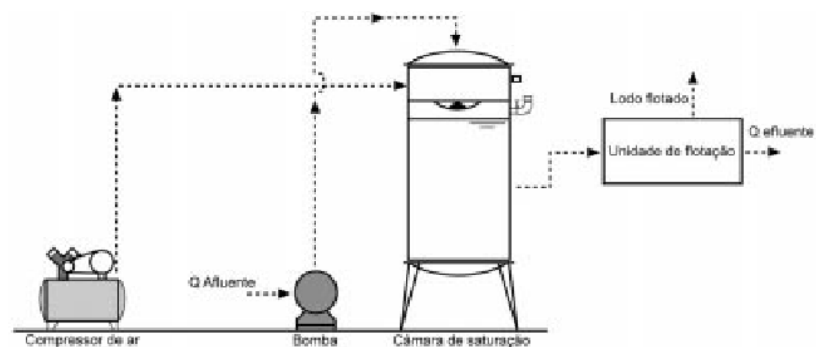
Na flotação por ar dissolvido, as bolhas são produzidas pela supersaturação do líquido com o ar, podendo ser efetuada a vácuo ou a pressão. No caso da flotação a vácuo, o líquido é saturado com ar à pressão atmosférica e, em seguida, é aplicado vácuo ao líquido, quando são formadas as bolhas de ar. Na flotação por ar dissolvido por pressão, 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.

3.7 Flotação por Ar Dissolvido

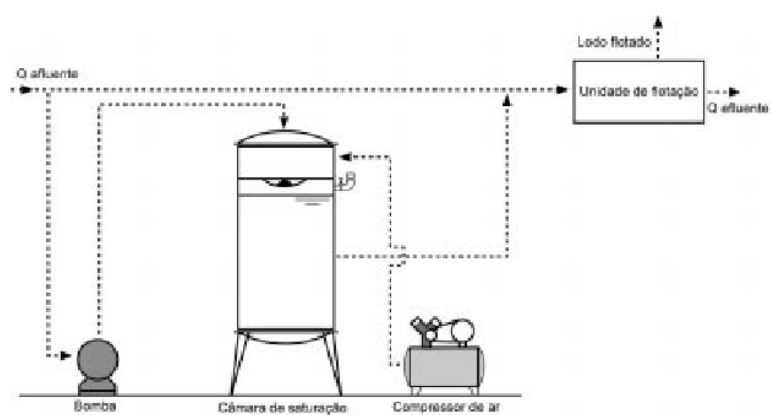
A flotação por ar dissolvido – FAD - permite maior flexibilidade ao processo, porque pode utilizar uma faixa de pressão maior, possibilitando um controle mais eficiente da quantidade de ar desprendido que, aliado ao pequeno tamanho das bolhas, constitui a principal vantagem no tratamento de efluentes.

Os sistemas de FAD são utilizados de três formas, dependendo do método de pressurização empregado: pressurização total, parcial e com recirculação, como ilustra a Figura 3.

a) Sistema de flotação com pressurização total da vazão afluente



b) Sistema de flotação com pressurização parcial da vazão afluente



c) Sistema de flotação por ar dissolvido com recirculação pressurizada – FAD

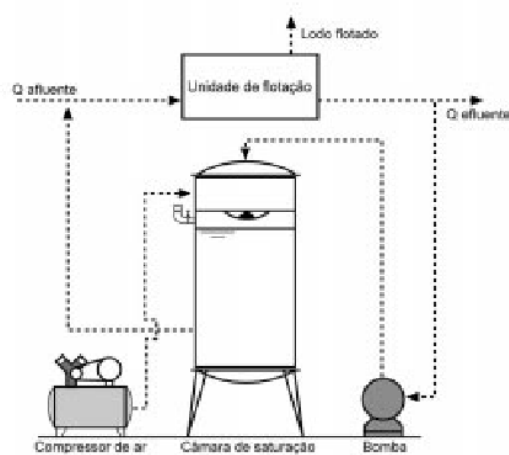


Figura 3-Modalidades da flotação por ar dissolvido, com pressurização. FONTE: REALI (1991)

Na flotação por ar dissolvido com pressurização total do efluente, toda a vazão afluente é pressurizada. (Figura 3a).

Na flotação por ar dissolvido com pressurização parcial do afluente, somente uma parte da vazão afluente é pressurizada (Figura 3b).

Já na flotação por ar dissolvido com recirculação pressurizada ocorre a pressurização de uma parcela do afluente já clarificado, recirculando e misturando a mesma com o afluente, aconselhável na presença de partículas frágeis, como flocos (Figura 3c), sendo esta mais utilizada no tratamento de esgotos sanitários e de águas para abastecimento.

Segundo SHERGOLD³ (1984 apud REALI, 1991), a aderência de uma bolha de gás a uma superfície sólida imersa em uma fase líquida ocorre quando a condição termodinâmica é observada, ou seja, há o estabelecimento de um ângulo de contato (θ) diferente de zero na fronteira entre as três fases, conforme mostrado na figura 4:

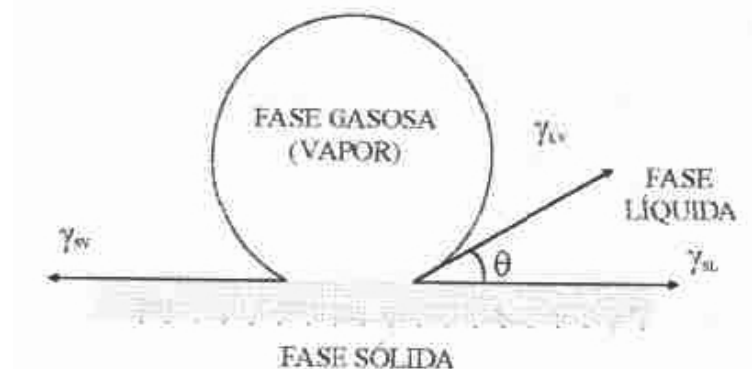


Figura 4-Ângulo de contato entre uma fase sólida e uma fase gasosa imersas numa fase líquida.
 FONTE: SHERGOLD⁴ (1984, apud REALI, 1991)

³ SHERGOL, H.L. **Flotation in mineral processing**. In: NATO ADVANCED INSTITUTE ON THE SCIENTIFIC BATION, Cambridge, England, July 5-16. Proceedings. Ed. By K.J. IVES. The Hague, Martinus Nijhoff, 1984, p.229-87.

De acordo com KITCHENER⁴ (apud REALI, 1991), é comprovado experimentalmente que, caso a fase sólida não consiga formar um ângulo de contato diferente de zero com a fase gasosa em um meio líquido, as partículas não são flotáveis. Além disso, o autor concluiu que a flotabilidade de um sólido depende do seu grau de hidrofobicidade, responsável pelo estabelecimento de um ângulo de contato finito

GOCHIN & SOLARI⁵ (1983 apud PENETRA, 1998) testaram a FAD de partículas e flocos de quartzo em meio líquido para determinar o papel do grau de hidrofobicidade das partículas e dos flocos na eficiência do processo. Segundo os autores, as condições hidrodinâmicas do sistema e o grau de hidrofobicidade das partículas controlam a capacidade de aderência das bolhas às partículas. A partir da consideração destes dois aspectos, vários mecanismos de contato são citados pelos autores: colisão bolha-floco causada pela turbulência e/ou carga de atração, aprisionamento das bolhas pré-formadas na estrutura dos flocos, crescimento de bolhas, por nucleação, nos sólidos presentes no interior da estrutura dos flocos. Os estudos demonstraram que as partículas e os flocos de quartzo que eram hidrofílicos não puderam ser flotados pela FAD, o que demonstra a necessidade da hidrofobicidade e a importância da agregação do ponto de vista da cinética do processo.

Outro fator essencial que determina o sucesso de sistemas FAD é o tamanho das microbolhas de ar presentes no flotador. A faixa recomendada de tamanho de microbolhas situa-se entre 10 e 100 μ m. É importante que a "nuvem" de microbolhas de ar produzidas na entrada das unidades FAD seja uniformemente distribuída,

⁴ KITCHENER, J.A. **The Froth Flotation Process: Past, Present and Future.** In: **Nato Advanced Institute on the Scientific Basis of Flotation.** 1982. Cambridge, England. Proceedings. Ed. By K.J. Ives. The Hague, MartinUS. 1984. P.3-51 (Nato Asi Series).

⁵ GOCHIN, R.J.; SOLARI, J. **The Role of Hydrophobicity in Dissolved Air Flotation.** **Water Research.** v.17, n.6. 1983. New York, USA. p.651-657.

permitindo que essas microbolhas exerçam seu papel com o máximo de eficiência (REALI et al, 2001).

A tabela 2 mostra valores de concentração de microbolhas (N_b , em nº de bolhas por mL de suspensão no interior da zona de reação).

Tabela 2-Estimativa da concentração e da distância média entre as microbolhas de ar, presentes no início de uma unidade FAD, em função do diâmetro das microbolhas. FONTE: REALI et al (2001)

Diâmetro das microbolhas (mm)	Concentração (N_b): número de bolhas por mL de suspensão	Distância média (Δb) entre as microbolhas (mm)
0,01	18.000.000	0,04
0,03	670.000	0,12
0,05	150.000	0,2
0,07	50.000	0,28
0,1	18.000	0,4

Notas: Sistema FAD com as seguintes características: pressão de saturação de 450 kPa; 95% de eficiência no sistema de saturação; 15% de recirculação pressurizada; temperatura do líquido igual a 20 °C.

Nota-se que, para a flotação por ar dissolvido, quanto menor o tamanho médio das microbolhas de ar geradas no interior do flotador, mais eficiente será o processo, pois maior será a probabilidade de colisão entre as bolhas de ar e os flocos em suspensão.

Penetra (1998) estudou, em escala de laboratório, o emprego de FAD tratando o efluente anaeróbio de um reator UASB, com 18 m³ de volume, tratando esgoto sanitário. Os ensaios em uma unidade de laboratório – Flotatest - foram realizados utilizando diferentes dosagens de cloreto férrico, entre 30 e 110mg/L, e de polímero catiônico, entre 1,0 e 16,0 mg/L. O autor concluiu que com a dosagem de 65mg/L de FeCl₃ foram removidos DQO (89%), de fósforo total (96%), sólidos suspensos totais (96%), turbidez (98%), cor aparente (91%), e NTK (47%). Nos ensaios com a instalação piloto de FAD, o sistema apresentou remoções de 93,6% de DQO, de 87,1% de SST, de

90% de sulfetos e de 30% de NTK. Considerando o sistema UASB e FAD, nos testes em laboratório, foram observadas remoções globais de 97,7% de DQO, de 98,0% de fosfato total, de 98,9% de SST, de 99,5% de turbidez, de 97,8% de cor aparente e de 59,0% de NTK.

Penetra (2003) estudando sistema composto de reator anaeróbio de leito expandido tratando 10 m³/hora de esgoto sanitário, seguido de FAD, concluiu que a eficiência de remoção foi de 96,7% para turbidez, 91,6% de DQO, 99,1% de fósforo, 96,6% de sólidos suspensos totais com adição de 50mg/L de cloreto férrico na unidade de floculação/flotação. A remoção de 99,8% de coliformes fecais pelo sistema também foi observado pelo autor. Testando em escala piloto, os valores obtidos em escala laboratorial, o autor indica o emprego de gradientes médios de velocidade de floculação entre 80 e 100s⁻¹, valores estes que produziram boas remoções de turbidez e fósforo. Mais especificamente, o uso de Gf igual a 80 s⁻¹ associado a Tf de 20 minutos mostrou-se adequado em função da estabilidade da qualidade do efluente produzido ao longo do dia.

3.8 Auxiliadores de floculação

Segundo Campos (1980), o termo polieletrólito é usado para denominar os polímeros de peso molecular elevado, apresentando ou não regiões ionizáveis ao longo de sua cadeia. A quantidade e o tipo de monômeros que compõem a cadeia dos polímeros são extremamente variáveis. Tais cadeias podem ser lineares ou ramificadas e podem apresentar uma diversidade de grupos ionizáveis ao longo delas. Geralmente, os polieletrólitos podem ser classificados em aniônicos, catiônicos, anfotéricos e não iônicos, como já explicado anteriormente.

O uso de polímeros como auxiliares de floculação, vem crescendo com o objetivo de aumentar a resistência dos flocos contra as forças de cisalhamento e diminuir as dosagens de coagulantes primários.

O uso de polieletrólitos associados com coagulantes em Estações de Tratamento de Esgotos industriais ou sanitários, em comparação ao uso exclusivo de coagulantes primários, pode oferecer algumas vantagens, como:

- Melhoria na qualidade do efluente;
- Redução do volume de lodo, o que reduz os problemas com disposição final deste;
- Aumento da remoção de microrganismos patógenos e sólidos;
- Redução de custos decorrente da diminuição das dosagens de coagulantes primários;
- Aumento da eficiência da desinfecção, como consequência da redução da concentração de sólidos suspensos no efluente;
- Possível adoção de taxas mais altas nas unidades de flotação associado com boas eficiências de remoção de cor, turbidez e SST;

Algumas desvantagens, como possível biodegradação da solução de polímero estocada, possível toxicidade do polímero, e necessidade de preparação deste devem ser lembradas antes do uso destes auxiliares de floculação.

Segundo Di Bernardo e Campos (1991), a eficiência de um polímero na coagulação e/ou floculação, depende de sua estrutura química, das propriedades do meio e das características das substâncias a serem coaguladas/floculadas.

Os autores também afirmam que atualmente, a melhor explicação para os mecanismos através dos quais os polímeros desestabilizam os colóides, está baseada na

adsorção do polímero à superfície das partículas coloidais, seguido ou pela redução da carga ou pelo “entrelaçamento” das partículas com os polieletrólitos.

O limite de atuação dos fatores físicos e químicos que envolvem o processo não pode ser muito bem definido.

De acordo com O'MELIA⁶(1979 apud COSTA, 1992), as ligações podem resultar de forças de atração eletrostática, caso os polímeros e as partículas sejam carregadas com cargas contrárias, ou troca iônica, pontes de hidrogênio e forças de Van der Waals, caso possuam carga de mesmo sinal.

As ramificações das cadeias dos polímeros podem ser adsorvidas em sítios específicos das superfícies das partículas coloidais (reação 1 da Figura 5), podendo uma mesma cadeia polimérica envolver mais que uma partícula coloidal, como mostra reação 2 da Figura 5. As reações 3 e 4 mostram que as partículas coloidais permanecem estáveis, em detrimento da formação de flocos, e que a agitação excessiva pode romper os flocos previamente formados, provocando o reaparecimento de partículas estáveis, semelhantes as obtidas na reação 3. Na reação 4, o polímero atua como um agente de proteção, pois suas cadeias se estendem até o interior do meio, dificultando a agregação das partículas coloidais. Efeito este chamado “estabilização estérica”.

⁶ O'MELIA, C.R. Coagulation in water treatment plant design. cap 4. In: Arbor Science Rihishers inc. Edited by Robert L. Sanks. USA. 1979

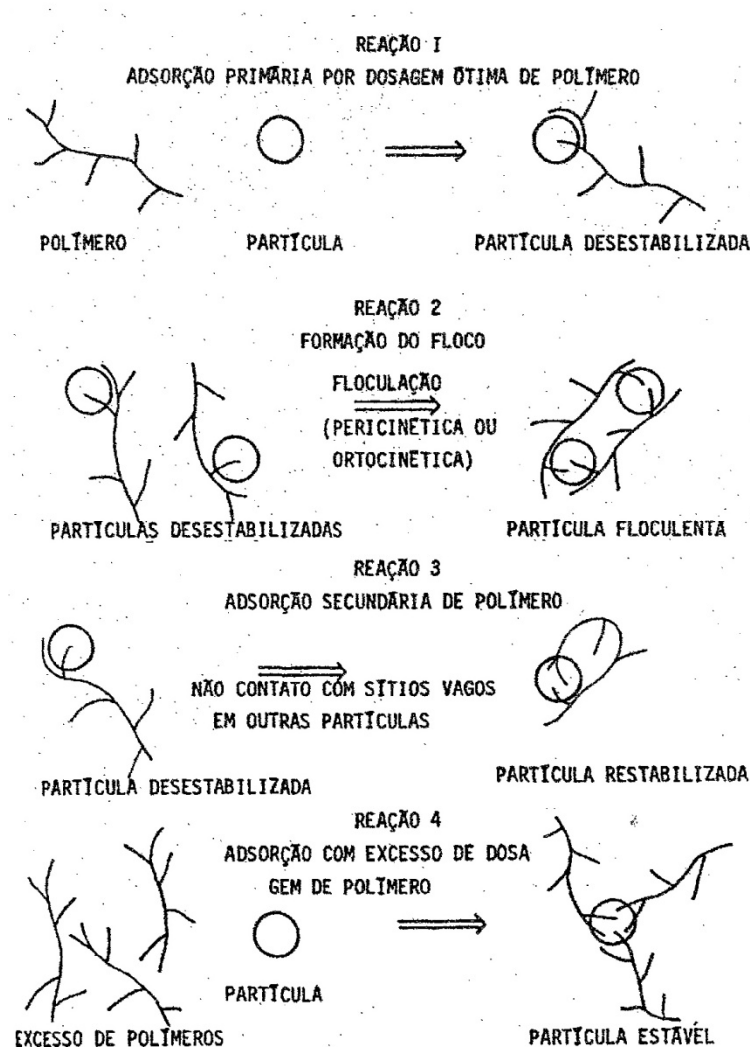


Figura 5-Representação esquemática da desestabilização de colóides por polímeros. FONTE: SARTORI (1998)

Di Bernardo e Campos (1991) apontam os principais parâmetros que influenciam na floculação no uso de polímeros:

- 1) Concentração do polímero: Smellie, R.H.; Lamer, V.K.⁷ (1958 apud DIBERNARDO; CAMPOS, 1991) demonstraram que existe uma concentração ótima de polímero, para o qual se obtém a máxima eficiência na floculação.

⁷ SMELLIE, R.H.; LAMER, V.K. Flocculation Subsidence and Filtration of Phosphates Slimes. VI. A Quantitative Theory of Filtration of Flocculated Suspensions. *Journal of Colloid Science*. 1958. New York, USA, 23.p.589-599.

- 2) Massa molecular do polímero: Heller; Pugh⁸ (1963 apud DIBERNARDO; CAMPOS, 1991) verificaram que ocorre uma grande redução na eficiência da floculação quando a massa molecular do polímero apresenta valores maiores que 3.000.000. Eles atribuíram a isto, a ocorrência da “estabilização estérica”, resultante da grande dificuldade de aproximação das partículas, devido aos grandes segmentos que se encontram adsorvidos apenas em pequena porção da partícula, impedindo a aproximação das outras.
- 3) Agitação: valores elevados de gradiente de velocidade estão associados a altos valores de forças de cisalhamento, que promove a ruptura dos flocos. Sabe-se que a refloculação ocorre facilmente quando os produtos adicionados são sais de ferro ou alumínio, mas quando se trata de polímeros, a refloculação ocorre em menor quantidade.
- 4) Concentração e superfície específica dos sólidos: altos valores de concentrações e superfícies específicas dos sólidos requerem altas dosagens de polímeros.
- 5) Concentração hidrogeniônica – pH: os produtos usados podem sofrer alterações em seu comportamento ante variações do pH, porém tais alterações são mais acentuadas em polímeros de características aniônicas.
- 6) Hidrólise do polímero: tanto o número de regiões ionizáveis, como sua localização ao longo da molécula, interferem na natureza da adsorção às partículas em suspensão.
- 7) Grupo funcionais dos polímeros: a presença de determinados grupos funcionais pode caracterizar os fenômenos dominantes na adsorção de um polímero na superfície da partícula em suspensão.

⁸ HELLER; PUGH, citados por LaMER, V.K.; HEALY, T.W. **Adsorption-Flocculation Reactions of Macromolecules at the Solid-Liquid Interfase**. 1963. Reviews of Pure and Applied Chemistry, 13. p.112-113.

- 8) Concentração de íons: a concentração de íons no meio exerce um papel destacado na floculação de partículas com polímeros, pois pode provocar forças de atração ou repulsão. De maneira geral, verifica-se que um aumento da concentração de íons no meio é prejudicial quando se floclula com polímero.

3.9 Amido como auxiliar de floculação

Conhecendo os benefícios advindos do uso de polímeros como auxiliares na floculação, pesquisadores têm caminhado para uma solução ainda mais vantajosa: o uso de polímeros naturais como auxiliadores de coagulação/floculação.

Os polímeros naturais, amidos em geral, são obtidos facilmente sem a utilização de processos químicos complexos, e seu emprego também se torna atrativo do ponto de vista econômico.

Apesar da grande variedade de amido na natureza, o número das maiores fontes para produção industrial de amido são o milho, batata, mandioca e trigo.

O amido pode ser considerado como uma condensação polimérica da glucose. Não é um produto uniforme, possuindo basicamente dois tipos de polímeros glucose, quais sejam: uma cadeia molecular linear denominada amilose, observada na Figura 6; um polímero de glucose ramificado denominado amilopectina, observada na Figura 7. Essas duas frações ocorrem em diferentes quantidades nos amidos de várias fontes botânicas, observado na Tabela 3.

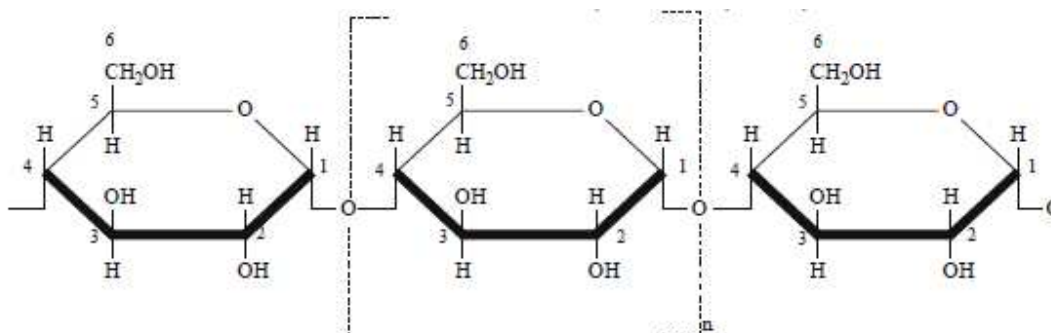


Figura 6-Cadeia linear-estrutura da molécula de amilose. FONTE: MARINELLI (1999)

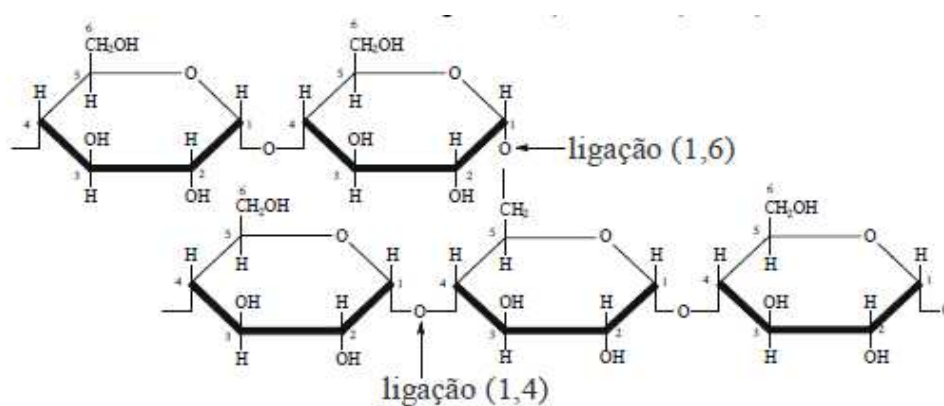


Figura 7-Cadeia ramificada - estrutura da amilopectina. FONTE: MARINELLI (1999)

Tabela 3- Porcentagem de amilose existente no amido de alguns vegetais. FONTE: CAMPOS (1980)

Fonte	Método				
	Butanol (Schoch)	Pentanol (Schoch)	Butanol (Higginbotham)	Butanol (Bates et al)	Água quente e Butanol (Kerr)
Milho	22	28-29	29	21	29
Mandioca	21	-	18	17	20
Batata	22	-	-	22	26
Sagu	-	-	27	27	-
Arroz	-	-	-	17	-

A amilopectina do amido de batata, segundo Campos (1980), possui pequenas quantidades de fósforo, presente na forma de grupo éster de ácido fosfórico. Pode-se atribuir o caráter aniônico desse polímero à existência desse grupo.

Apesar de ser a carga resultante relativamente pequena, pode-se esperar que a eficiência na floculação seja melhorada por esse motivo, tendo em vista que as moléculas tendem a ficar destendidas no meio, em função da repulsão mútua desses sítios negativos localizados em sua estrutura.

A propriedade de possuir moléculas esterificadas de amilopectina é restrita apenas ao amido de batata, já que os ensaios provenientes da maioria das fontes naturais contêm quantidades insignificantes ou desprezíveis de compostos esterificados com ácido fosfórico(Campos, 1980).

Campos (1980) afirma que existem propriedades em comum a ambas as frações. Também afirma que há uma possível justificativa para ocorrência de adsorção do amido às partículas coloidais, assim como os polímeros: o “entrelaçamento” das partículas em suspensão pelas moléculas de amilose e amilopectina, provocando a formação de flocos; além da possibilidade da adsorção e da floculação resultarem de pontes de hidrogênio.

Campos (1980) ainda cita que como polímero não iônico, a amilose dispõe de um número menor de fatores que agem favoravelmente para sua adsorção às partículas. Cita também que, visto que a cadeia da amilose é linear, ao passo que a da amilopectina é ramificada, a última pode apresentar maiores possibilidades de adsorção e “entrelaçamento”.

Para que o amido aja com eficiência como auxiliar de floculação, é necessária sua gelatinização, dada por processos de aumento de temperatura ou em soluções alcalinas, como explicado a seguir.

A ruptura da estrutura do grão do amido, em presença de água quente, se desenvolve em três fases diferentes. Na primeira, ocorre intumescimento limitado e a viscosidade da suspensão não aumenta de maneira sensível. Quando a temperatura ultrapassa 65°C, começa a segunda fase do intumescimento. Nesta, o grão aumenta seu volume muitas vezes, juntamente com a viscosidade da suspensão. O grão perde sua estrutura original e ao mesmo tempo ocorre a solubilização de uma pequena parte de seu conteúdo. Na terceira fase, em temperaturas mais elevadas, os fenômenos observados na segunda fase se desenvolvem mais acentuadamente (DIBERNARDO; CAMPOS, 1991).

O amido granular pode ser levado a um estado de dispersão, através do processo de solvatação, em que moléculas pequenas, como a água, atuam como plastificantes, separando as cadeias. O Processo de dispersão de amido pode ser visualizado nas Figuras 8 e 9. A gelatinização dos grânulos de amido na água é detectada pela diminuição de entrecruzamento entre cadeias, aumento na transmitância óptica, e aumento da viscosidade (MARINELLI et al, 2000).

Recentemente, tem sido aplicada a técnica de gelatinização com hidróxido de sódio, visto que o aquecimento anteriormente utilizado exigia unidades e processos próprios. A solução preparada pode ser guardada por dois dias e deve ser sempre agitada antes do uso.

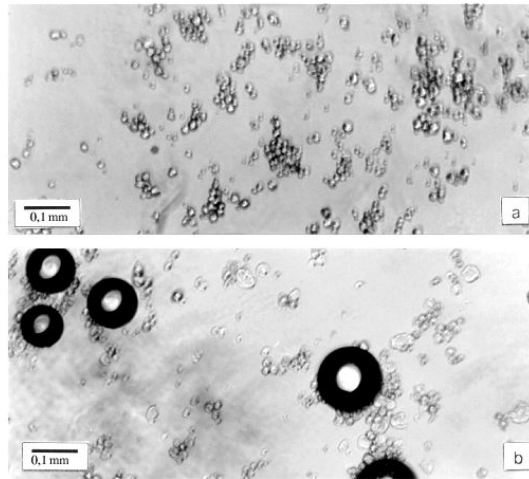


Figura 8-Micrografias de dispersões de amido a 5g/L e aumento de 10 vezes, a) 40°C, b) 60°C.
FONTE: SOUZA; ANDRADE (2000)

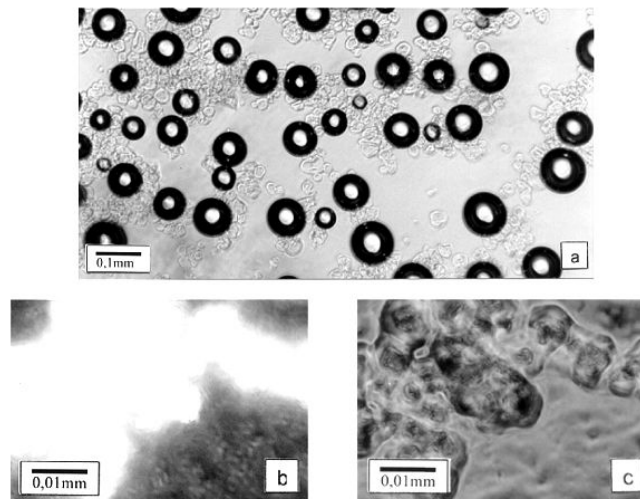


Figura 9-Micrografias de dispersões de amido a 5g/L, a 75° C; a) aumento de 10 vezes; b) e c) aumento de 100 vezes com luz polarizada e natural, respectivamente. FONTE: SOUZA; ANDRADE (2000)

As soluções de amido que permanecem armazenadas a temperatura ambiente ou mais baixas, sofrem o fenômeno de retrogradação. Uma parte do amido se agrega progressivamente e forma um precipitado microcristalino insolúvel (DIBERNARDO; CAMPOS, 1991).

3.10 Remoção de fósforo em esgoto sanitário

Iniciado nos anos 50, o desenvolvimento de tecnologias para remoção de fósforo foi gerado como resposta à questão da eutrofização, e conseqüente necessidade de redução dos níveis desse elemento nas águas.

Segundo YEOMAN et al⁹ (1993 apud MORETTI, 2005), a solução para tal impasse é o tratamento químico empregado especificamente para remoção de fósforo pontuais, como efluentes industriais e domésticos, reduzindo a carga de fósforo nos corpos d'água.

De acordo com CLARK et al¹⁰ (1997 apud MORETTI, 2005), o fósforo pode ser removidos dos esgotos por métodos, físicos, químicos e biológicos. Porém, os métodos físicos, como a eletrodialise e a osmose reversa, são considerados onerosos e ineficientes, removendo apenas 10% do fósforo total.

Basicamente, a remoção química de fósforo contido nos esgotos dá-se pela transferência de ortofosfatos da forma dissolvida para a forma particulada, pela produção de precipitados químicos de baixa solubilidade, por meio da adição de sais de ferro, alumínio ou cálcio. Os precipitados formados são removidos por processos de separação de sólidos, como sedimentação, flotação ou filtração.

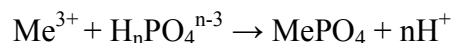
A cal não é largamente utilizada devido a sua alta produção de lodo, e geração de pH elevado, inadequado para tratamento biológico. O alumínio, embora eficiente, tem recebido atenção negativa, relativa à possível relação com mal de Alzheimer

⁹ YEOMAN, S.; LESTER, J.N.; PERRY, R. **Phosphorus Removal and its Influence on Metal Speciation during Wastewater Treatment**. Wat.Res., 27 (3). 389-395.

¹⁰ CLARK, T.; STEPHENSON, T.; PEARCE, P.A. **Phosphorus Removal by Chemical Precipitation in a Biological Aerated Filter**. Wat.Res., 31 (10).2557-2563.

(MORETTI, 2005). Sendo assim, os sais de ferro costumam ser bastante utilizados para tal finalidade.

Os sais de ferro podem ocorrer em duas formas: Fe (II) e Fe (III). O Fe (III) forma complexos com os fosfatos, segundo a reação abaixo:



Segundo AGUILAR et al¹¹ (2001 apud MORETTI, 2005), no processo de coagulação/floculação dos esgotos, a remoção de fósforo pode ocorrer devido às seguintes razões:

- Os fosfatos são incorporados aos sólidos em suspensão e a remoção destes sólidos durante o processo inclui a remoção de fósforo;
- Ocorre a adsorção direta dos íons fosfato nos produtos da hidrólise formados pelo íon metálico utilizado como coagulante;
- Ocorre a remoção através da formação de precipitados de fosfato com os sais metálicos utilizados como coagulantes.

Maurer, M; Boller, M¹² (1999 apud MORETTI, 2005) afirmaram que apenas uma fração do fósforo total está envolvida nos processos de precipitação e adsorção. A distinção para as formas de fósforo pode ser resumida:

- Fósforo particulado;
- Ortofosfato;
- Polifosfatos;
- Fósforo orgânico.

¹¹ AGUILAR, M.I. et al. **Nutrient Removal and Sludge Production in the Coagulation-Flocculation Process**. Water Research, para publicação. 1-10.

¹² MAURER, M; BOLLER, M. **Modelling of Phosphorus Precipitation in Wastewater Treatment Plants with Enhanced Biological Phosphorus Removal**. Wat. Sci. 39 (1). 147-163.

Nas ETEs que removem fósforo por precipitação química, os ortofosfatos e o fósforo particulado são as frações que podem ser quantitativamente removidas por precipitação e floculação, enquanto os polifosfatos e o fósforo orgânico tomam parte apenas das reações de adsorção, mas em pequena extensão.

Maurer, M; Boller, M¹³ (1999 apud MORETTI, 2005) também afirmaram que a transferência das espécies dissolvidas e fósforo para a forma particulada inclui três mecanismos: a) precipitação química dos complexos hidroximetálicos de baixa solubilidade; b) adsorção das espécies dissolvidas de fósforo nas superfícies de complexos hidroximetálicos recentemente precipitados; c) floculação e co-precipitação da matéria coloidal finamente dispersa.

Esses mecanismos podem ocorrer simultaneamente quando precipitantes químicos, tais como o Fe (III) e o Al (III) são usados no tratamento. Em uma ação combinada, esses mecanismos são responsáveis pela alta remoção de fósforo usualmente alcançada em tratamento químico de esgoto sanitário. Segundo MORETTI (2005), sistemas de tratamento que empregam sais metálicos Al (III) e Fe (III) podem atingir remoção de fósforo total de 80% a 95%.

Utilizando flotação de efluentes de reatores anaeróbios, em experimentos laboratoriais, Campos et al (1996) obtiveram remoção de fosfato total de 84%, aplicando 50 mg/L de cal hidratada associada a 100 mg/L de cloreto férrico.

Penetra (1998) estudou, em escala de laboratório, a remoção de fosfato de efluentes de reatores anaeróbios, utilizando cloreto férrico, e separação de sólidos por FAD. Constatou que com dosagens de 65 mg/L de cloreto férrico a remoção de fósforo foi de

¹³ MAURER, M; BOLLER, M. **Modelling of Phosphorus Precipitation in Wastewater Treatment Plants with Enhanced Biological Phosphorus Removal**. Wat. Sci. 39 (1). 147-163.

95%, mas que acima disso (22,4mg Fe/L) não houve grandes frações adicionais de remoções de fosfato total, como mostra Figura 10.

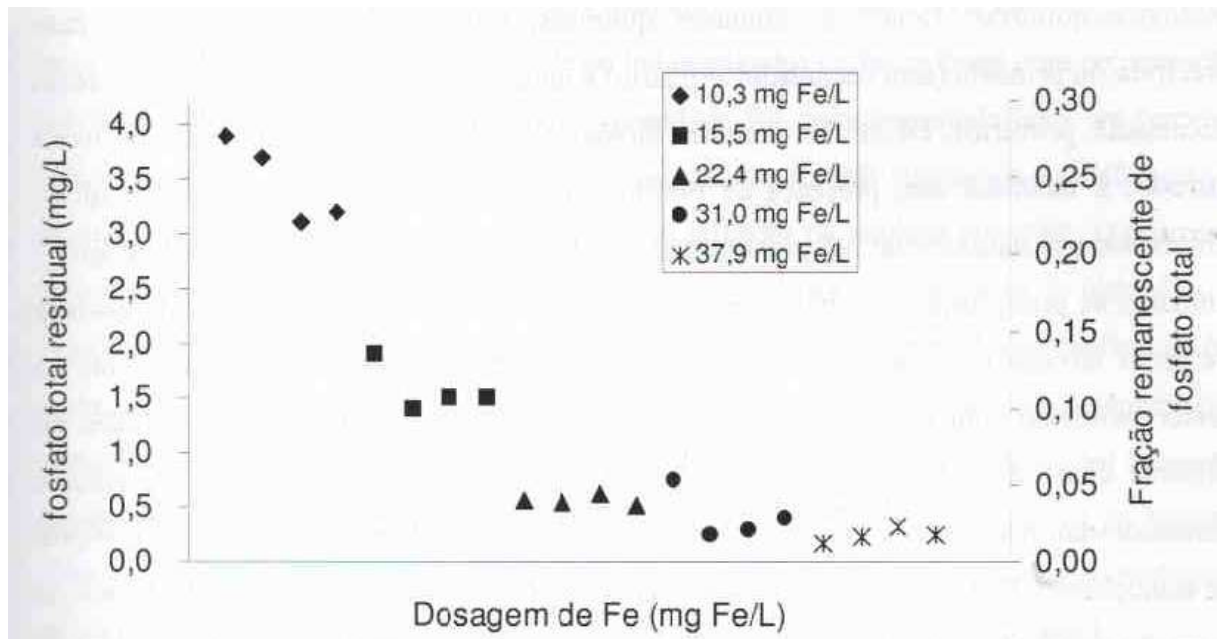


Figura 10-Comportamento característico da concentração de fosfato total residual em função da dosagem de Fe, observado em ensaios de flotação de efluentes anaeróbios. FONTE: PENETRA (2003)

4. MATERIAL E MÉTODOS

A seguir são descritos a área de estudo, os métodos utilizados em ensaio de FAD em escala laboratorial, bem como os equipamentos necessários para tal.

4.1 Estação de Tratamento de Esgoto de São Carlos/SP – ETE Monjolinho

O sistema de tratamento da ETE foi projetado para implantação em duas fases. A primeira etapa contempla os anos de 2005 a 2015, com capacidade nominal de 600L/s (vazão média). A segunda etapa contemplará os anos de 2016 a 2031, com capacidade nominal de 1000 L/s (vazão média) e população máxima atendida de 500.000 habitantes (SAAE, 2010).

Basicamente, nos dias atuais, há o tratamento preliminar, seguido de reatores UASBs, flotação por ar dissolvido e pós-aeração (escada hidráulica). O lodo excedente dos reatores UASBs e o lodo produzido pela flotação são encaminhados para desaguamento mecânico, que desidrata os lodos com a utilização de centrífugas.

O tratamento preliminar é formado por gradeamento grosseiro e fino, com remoção de areia e material flutuante. Os materiais retidos no gradeamento e na desarenação, e o lodo proveniente do desaguamento mecânico são dispostos no aterro sanitário municipal. A figura 11 apresenta o fluxograma básico do sistema de tratamento aqui citado.

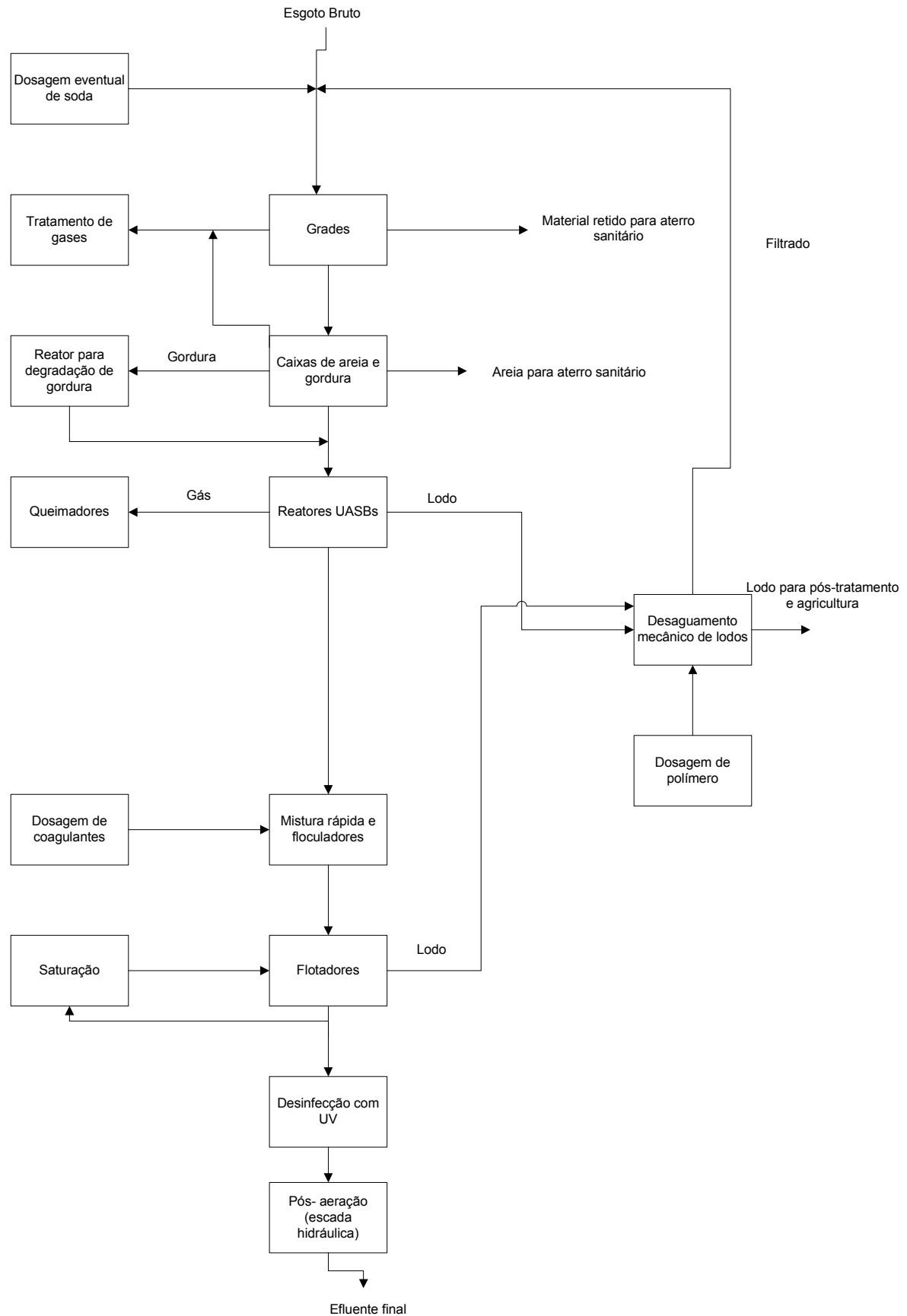


Figura 11-Fluxograma da ETE Monjolinho de São Carlos/SP

4.2 Equipamentos utilizados

4.2.1 Jar-test

A etapa de Mistura Rápida realizada em escala laboratorial foi feita em equipamento de bancada denominado Jar-test, como mostra Figura 12. A adição do coagulante e polímeros, e a agitação mecânica são realizadas nestes béqueres de aproximadamente dois litros, com agitadores próprios e mecanizados, de rotação ajustável.



Figura 12-Jar-test

4.2.2 Flotatest

O equipamento mostrado na Figura 13 foi desenvolvido no Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP, pelo Prof. Dr. Marco A. P. Reali. O aparelho é composto por quatro colunas cilíndricas independentes entre si e interligadas a uma câmara de saturação. Cada coluna possuía 60 mm de diâmetro interno, 900 mm de altura, e capacidade de 2,5 litros.

Para efetuar a floculação, cada coluna possuía agitador próprio (tipo eixo vertical, paletas paralelas ao eixo, dois braços e uma paleta por braço) impulsionado por meio de um conjunto motorreductor e ligado a um regulador de tensão.

Para efetuar a flotação, cada coluna foi interligada a uma câmara de saturação construída a partir de tubo acrílico, com diâmetro interno de 105 mm, 1000mm de altura e volume útil de 7 litros. Possui manômetro, válvula de segurança, entrada de ar comprimido (fornecido por um compressor de ar), e entrada de água proveniente da rede de abastecimento público. A entrada de água saturada nas colunas de flotação era controlada por registros de agulha. Um esquema geral do Flotateste pode ser visualizado na Figura 14, e a foto deste na Figura 13.



Figura 13-Flotateste utilizado na pesquisa.

Para coleta de amostras líquidas, cada coluna possuía pequenos orifícios ao longo de sua altura. A partir da caracterização dessas amostras coletadas, foram construídas “curvas de flotação”, conforme método proposto por REALI (1991).

De acordo com REALI (1991), as curvas de flotação permitem avaliar a velocidade ascensional dos flocos formados em condições diferentes de coagulação e floculação. Quanto maior a velocidade de flotação, maior poderá ser a taxa de aplicação superficial em uma unidade de flotação em escala real, diminuindo o tamanho da unidade.

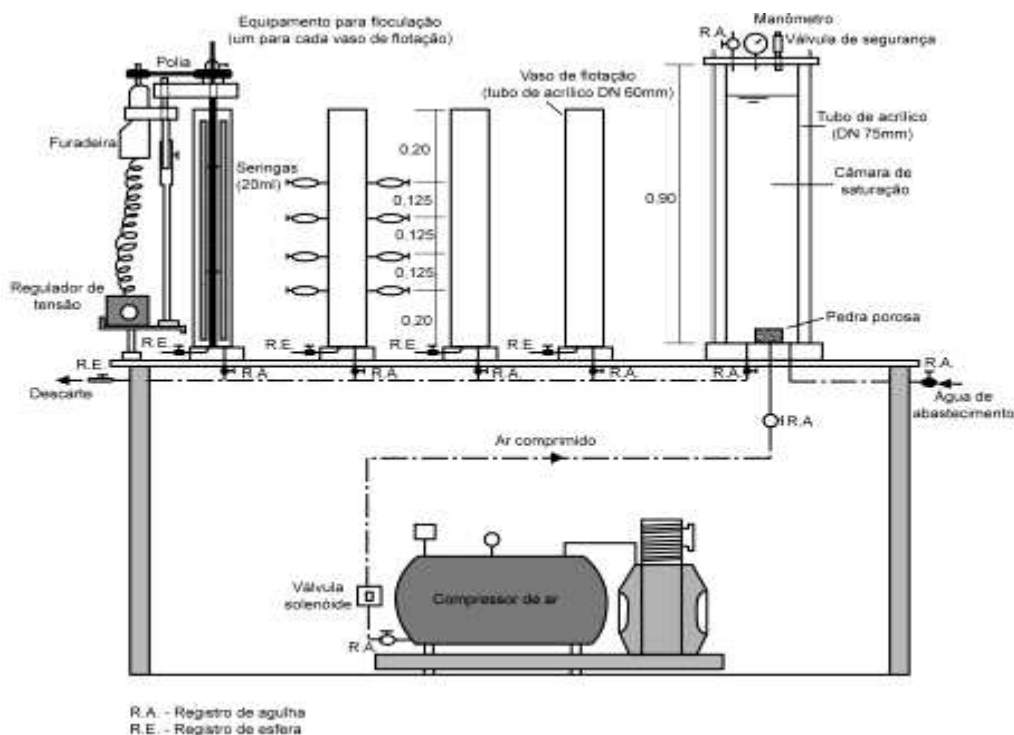


Figura 14-Esquema geral do Flotatest. FONTE: REALI (1991)

4.3 Produtos químicos utilizados

Coagulantes:

Cloreto Férrico PA

Polímero sintético:

Catiônico OC 502E, da marca MCM Química Industrial Ltda.

Polímeros naturais:

Amido de araruta, da marca Brusto.

Amido de milho, da marca Yoki.

Amido de batata, da marca Yoki.

4.4 Aparelhagem Utilizada

- Turbidímetro da marca HACH, modelo 2100P, para medição de turbidez;
- Espectrofotômetro da marca HACH, modelo DR/2010U, para medição de cor aparente;
- Espectrofotômetro da marca HACH, modelo DR/4000U, para medição de absorbância 254nm;
- pHmetro de marca Digimed, modelo DM-20, para medição de pH;
- Condutivímetro da marca Digimed, modelo DM-31, para medição de condutividade;
- HACH, do modelo DR/2800, para medição de sulfeto, DQO e Fósforo Total;
- Balança analítica eletrônica da marca Sartorius, modelo BP211D, para pesagens em geral.

4.5 Preparo da solução de amido

Para obter a gelatinização do amido, foi realizado o processo com hidróxido de sódio, como indicado por DIBERNARDO; CAMPOS (1991), e mostrado a seguir:

- Adiciona-se 20mL de água destilada fria a 1000mg de amido, promovendo-se a mistura e evitando-se a formação de grumos;
- Adiciona-se lentamente 4mL da solução de NaOH – 50,0g/L;
- Faz-se a homogeneização;
- Transfere-se para balão volumétrico de 500mL e completa-se com água destilada.

De acordo com os autores, a relação 1:5 (NaOH:amido) parece fornecer bons resultados, sem necessidade de se efetuar estimativas específicas.

As soluções de amido foram preparadas sempre no dia dos ensaios em Flotatestes, em concentração de 0,2% (1000mg/500mL), e agitadas antes de cada aplicação.

4.6 Parâmetros fixados

Para o desenvolvimento dos ensaios com Flotatestes, os seguintes parâmetros foram fixados: Gradiente médio de velocidade na mistura rápida para cloreto Férrico ($G_{mr_{FeCl_3}}$) = $800s^{-1}$; Tempo de mistura rápida para Cloreto Férrico ($T_{mr_{FeCl_3}}$) = 10s; Gradiente médio de velocidade na mistura rápida para amido ($G_{mr_{amido}}$) = $550s^{-1}$; Tempo de mistura rápida para amido ($T_{mr_{amido}}$) = 10s ; Gradiente médio de floculação (G_{floc}) = $80s^{-1}$; Tempo médio de floculação (T_{floc}) = 20 min; Pressão de saturação (P_{sat}) = 450kPa e Fração de circulação (R) = 20%. PENETRA (1998) julgou recirculação de 20% associado a pressão de 450kPa mais apropriado para fases subsequentes, visto que a remoção de DQO atingiu 85%.

As quatro velocidades de flotação investigadas foram: V_{f1} = 10 cm/min; V_{f2} = 14 cm/min; V_{f3} = 20 cm/min e V_{f4} = 25 cm/min.

A velocidade de flotação mais utilizada na comparação dos resultados foi de 14 cm/min, baseada na aproximação das condições operacionais de projeto da ETE Monjolinho, situada na faixa de 180-220 m/d. Os demais parâmetros foram fixados baseados na literatura consultada e citada na Revisão Bibliográfica.

Depois da coagulação, o pH e temperatura da amostra eram sempre medidos.

O sulfeto, pH e temperatura do efluente dos UASBs, coletado da unidade de Mistura Rápida, eram medidos imediatamente nas dependências laboratoriais da Estação de Tratamento de Esgoto Monjolinho - São Carlos/SP.

4.7 Roteiro de Ensaios

Os ensaios de flotação em escala de laboratório foram realizados em quatro fases:

Fase 1: Variação do par de dosagem de coagulante e auxiliar de floculação para as diferentes fontes de polímero natural a base de amido testadas, com vista a escolha da fonte de amido mais adequada.

Fase 2: Análise de remoções das variáveis para a mais conveniente das fontes de amido testadas na Fase 1, com vista à seleção do par de dosagem de coagulante e auxiliar de floculação mais conveniente.

Fase 3: Adição de dosagem fixa de polímero catiônico às variadas dosagens de coagulante e Polímero natural a base de amido.

Fase 4: Variação e análise da influência da proporção de NaOH no preparo da solução estoque de polímero natural a base de amido.

As análises físico-químicas do presente trabalho foram realizadas nas dependências laboratoriais da ETE Monjolinho, São Carlos/SP; no Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas – LATAR; e no Laboratório de Saneamento, estes dois últimos pertencentes ao Departamento de Hidráulica e Saneamento, da Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo. Todas as análises foram feitas de acordo com as metodologias descritas na 20ª Edição do STANDARD METHODS OF EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1998).

Fase 1: Variação do par de dosagem de coagulante e auxiliar de floculação para as diferentes fontes de polímero natural a base de amido testadas, com vista a escolha da fonte de amido mais adequada.

O coagulante utilizado nesta e nas demais etapas foi o Cloreto Férrico. O polímero natural de amido testado teve três diferentes fontes: milho, araruta e batata. As variações das dosagens de ambos encontram-se na Figura 15. O esquema demonstrado na Figura 15 foi realizado para todas as fontes de amido testadas.

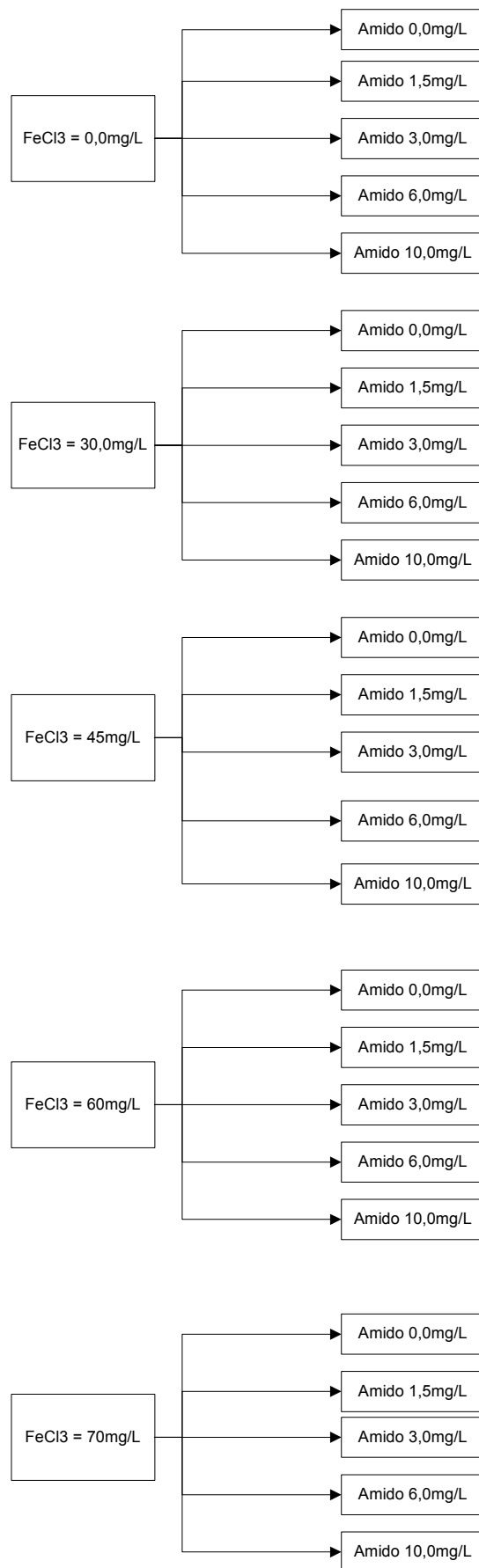


Figura 15-Variações de dosagens da Fase 1

O efluente desta etapa foi obtido da Mistura Rápida, após reatores UASB, antes da aplicação do coagulante e polímero, da ETE Monjolinho, sempre às 9 horas (com variação para mais ou para menos de 15 minutos), e sem ocorrência de precipitação nas 24 horas precedentes.

Os parâmetros fixados foram: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$; $T_{floc} = 20\text{ min}$; $Psat = 450kPa$ e $R=20\%$. O roteiro de ensaios seguiu os procedimentos apresentados na Figura 16.

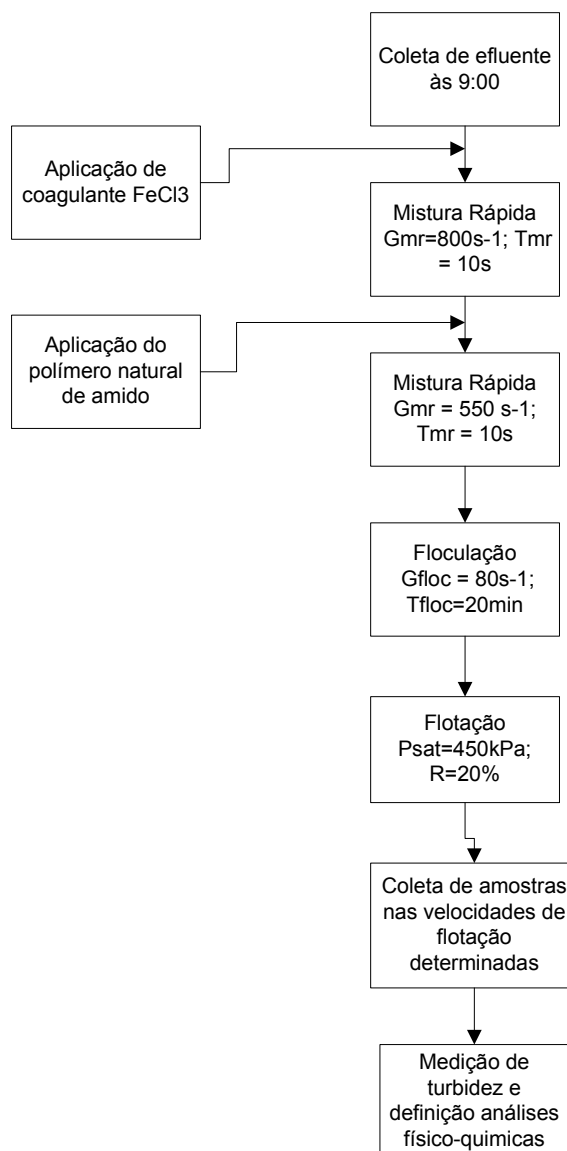


Figura 16-Roteiro de ensaios da Fase 1.

Os procedimentos de análises realizadas estão exibidos na Figura 17.

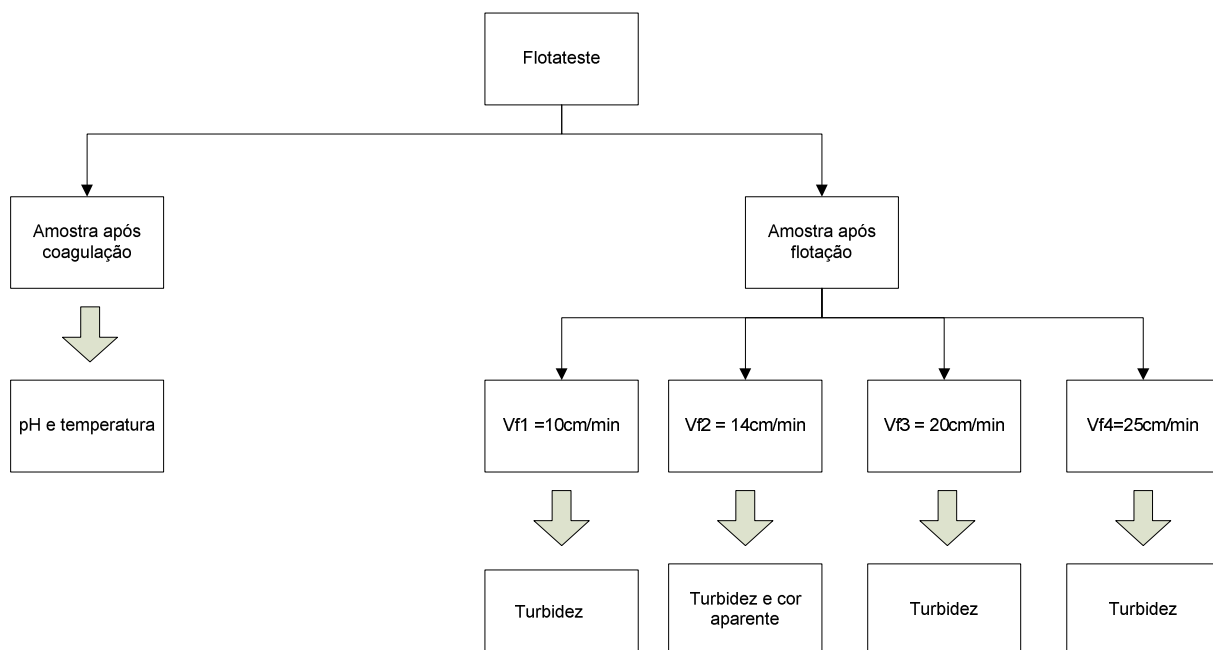


Figura 17-Procedimentos para análises Fase 1

Nas amostras relativas à velocidade de 14 cm/min além de turbidez, foram analisadas cor aparente para comparação de eficiência de remoção.

Os critérios para avaliação da fonte de polímero natural de amido mais conveniente foram: maiores remoções de turbidez, e maiores remoções de cor aparente na velocidade 14 cm/min.

Escolhida a fonte de amido mais conveniente, partiu-se para Fase 2.

Fase 2: Análise de remoções das variáveis para a mais conveniente das fontes de amido testadas na Fase 1, com vista à seleção do par de dosagem de coagulante e auxiliar de floculação mais conveniente.

Obtida a fonte de polímero natural de amido mais conveniente na Fase 1, foram realizadas na Fase 2 análises físico-químicas de remoção, somente com a fonte de amido mais conveniente, a fim de obter os melhores pares de dosagens de coagulante e polímero.

Nesta etapa, foram coletadas amostras somente na velocidade 14 cm/min para análises posteriores.

Os parâmetros fixados foram exatamente os mesmos da Fase 1. O roteiro de procedimentos, assim como as dosagens de coagulante e polímero aplicadas também foram exatamente iguais à Fase 1, ilustrados nas Figuras 15 e 16.

Os procedimentos de análises físico-químicas realizados nesta Fase estão expressos na Figura 18.

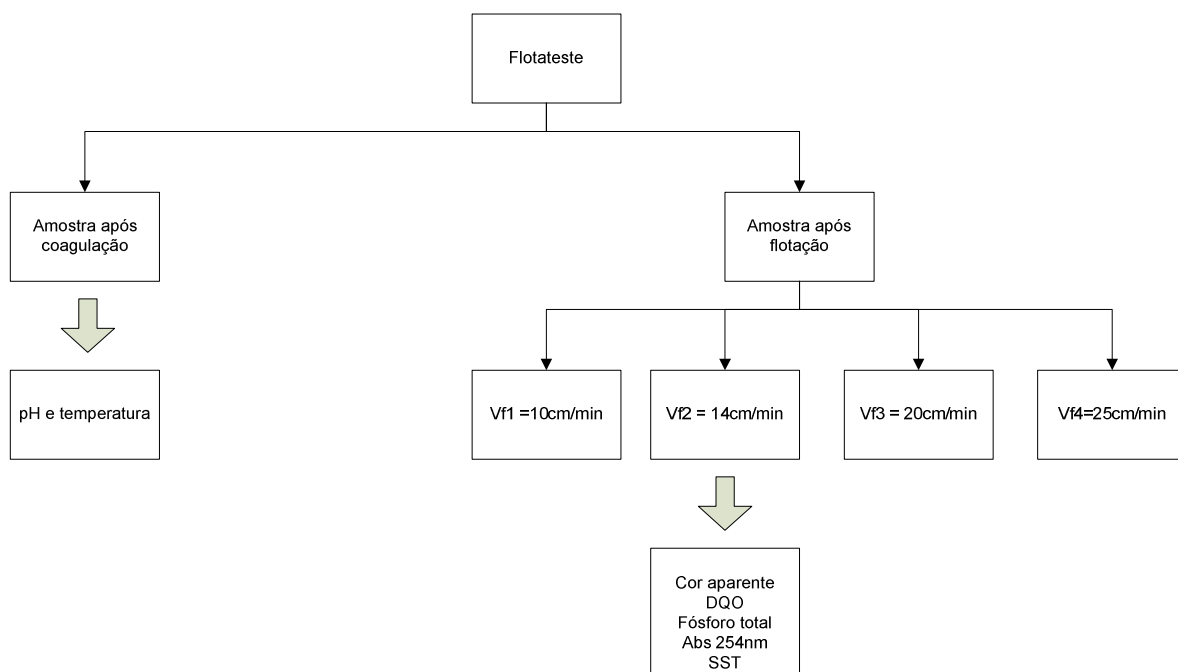


Figura 18-Análises físico-químicas Fase 2.

O efluente desta etapa também foi obtido da Mistura Rápida, após reatores UASB, antes da aplicação do coagulante e polímero, da ETE Monjolinho, sempre às 9 horas (com variação para mais ou para menos de 15 minutos), e sem ocorrência de precipitação nas 24 horas precedentes.

Os critérios para avaliação do par de dosagens de coagulante e polímero mais conveniente foram: maiores remoções de DQO, fósforo, Abs 254nm, e Sólidos Suspensos Totais, na velocidade 14 cm/min.

Fase 3: Adição de dosagem fixa de polímero catiônico às variadas dosagens de Cloreto Férrico e Polímero natural a base de amido.

Obtida a fonte de polímero natural de amido mais conveniente na Fase 1, fixou-se uma dosagem de 2 ppm de Polímero Catiônico, e variou-se os pares de dosagens de Cloreto Férrico e Polímero Natural de Amido, de acordo com a Figura 19.

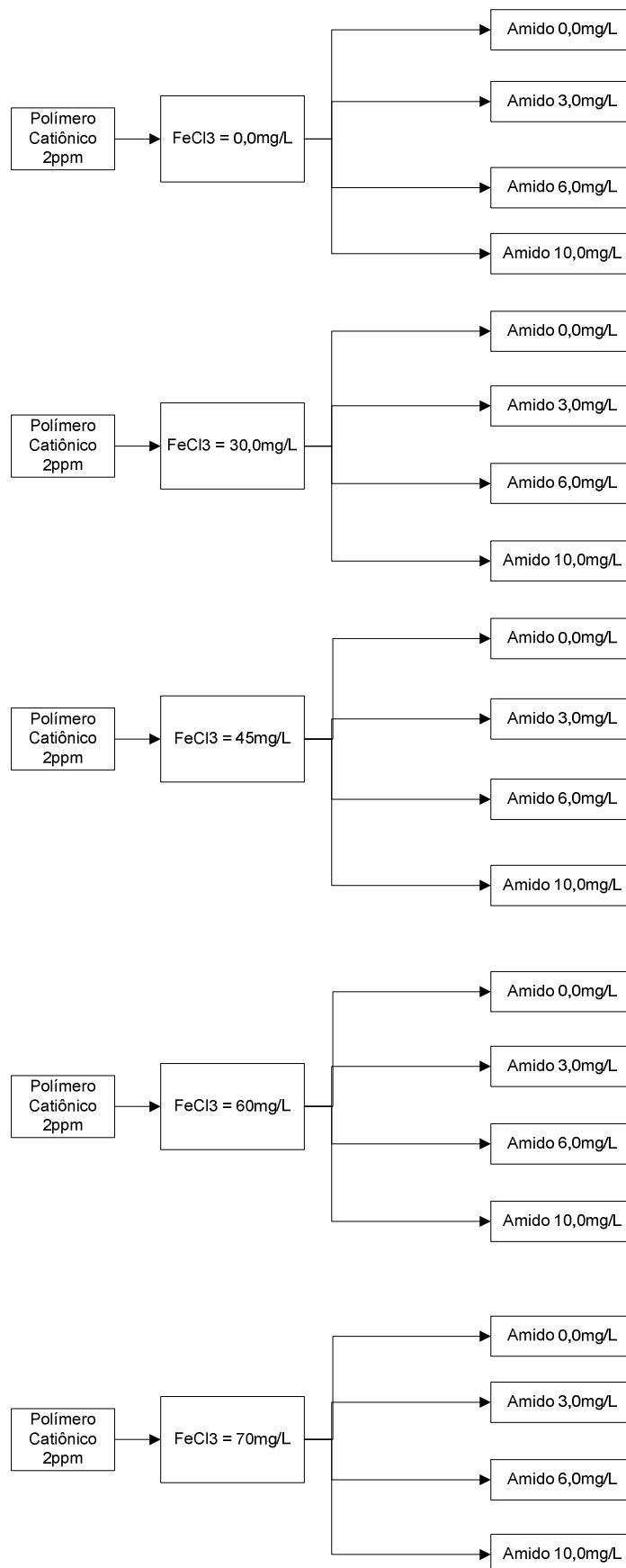


Figura 19-Variações de dosagens Fase 3.

Os parâmetros fixados foram: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{polímero\ catiônico}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{polímero\ catiônico}} = 5s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$; $T_{floc} = 20\text{ min}$; $P_{sat} = 450kPa$ e $R=20\%$. O roteiro de ensaios seguiu os procedimentos apresentados na Figura 20.

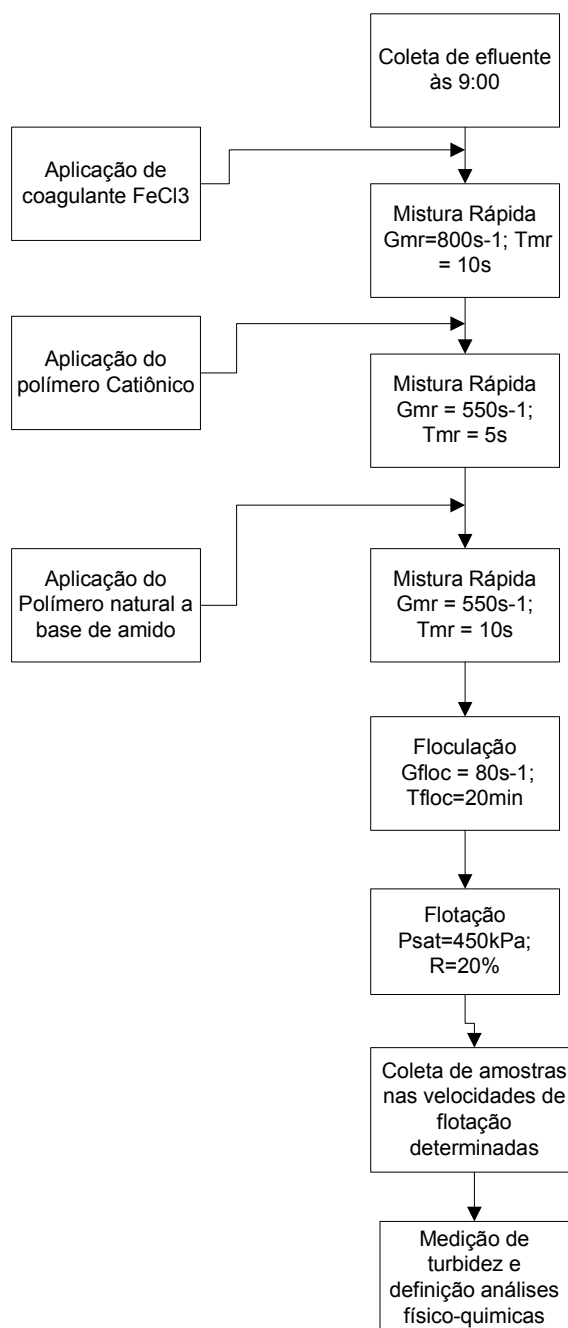


Figura 20-Roteiro de ensaios Fase 3.

O efluente desta etapa também foi obtido da Mistura Rápida, após reatores UASB, antes da aplicação do coagulante e polímero, da ETE Monjolinho, sempre às 9

horas (com variação para mais ou para menos de 15 minutos), e sem ocorrência de precipitação nas 24 horas precedentes.

Os procedimentos de análises físico-químicas realizados nesta Fase estão expressos na Figura 21.

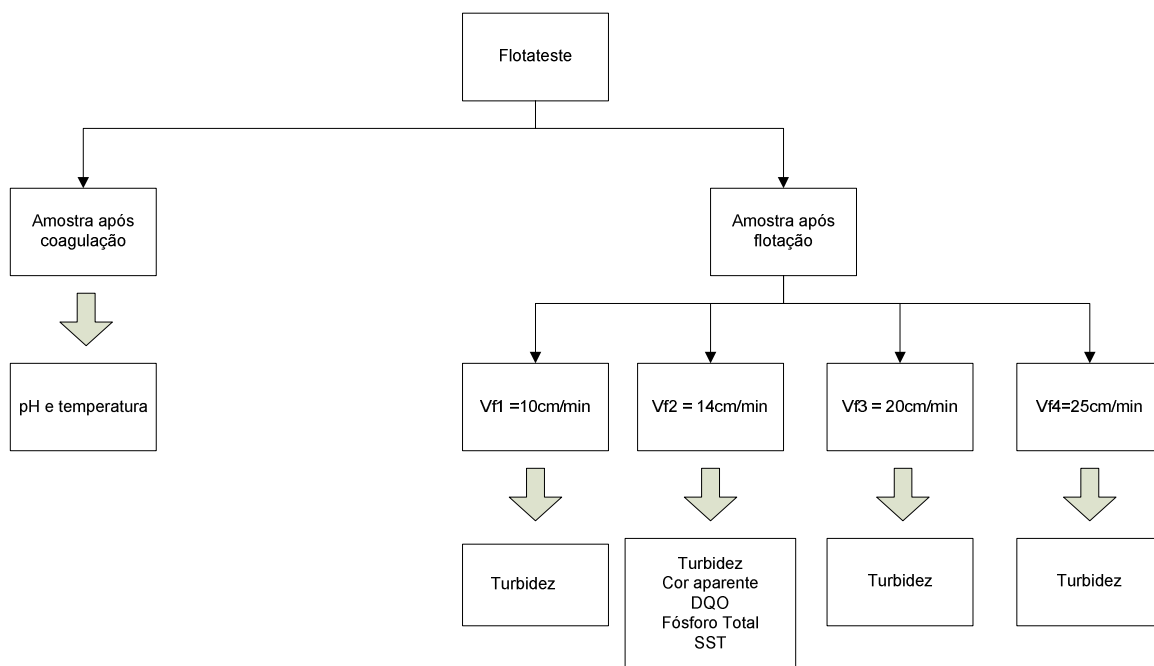


Figura 21-- Análises físico-químicas da Fase 3.

Os critérios para avaliação das dosagens mais convenientes, quando em conjunto com polímero catiônico, foram: maiores remoções de turbidez, DQO, fósforo, e Sólidos Suspensos Totais na velocidade 14 cm/min.

Fase 4: Variação da proporção de NaOH no preparo da solução estoque de polímero natural a base de amido.

Obtidas os pares de dosagens mais convenientes para o tratamento proposto, procurou-se nessa etapa conhecer a influência da proporção de NaOH na solução do polímero natural de amido. Foram escolhidos os três pares de dosagens mais

convenientes obtidos na Fase 2 – Cloreto Férrico + Polímero Natural a Base de Amido de Batata.

Como explicado anteriormente, a proporção 1:5 de NaOH na solução estoque de amido 0,2% foi obtida experimentalmente. Nesta etapa variou-se a proporção em gramas de NaOH para gramas de amido, como mostrado na Figura 22.

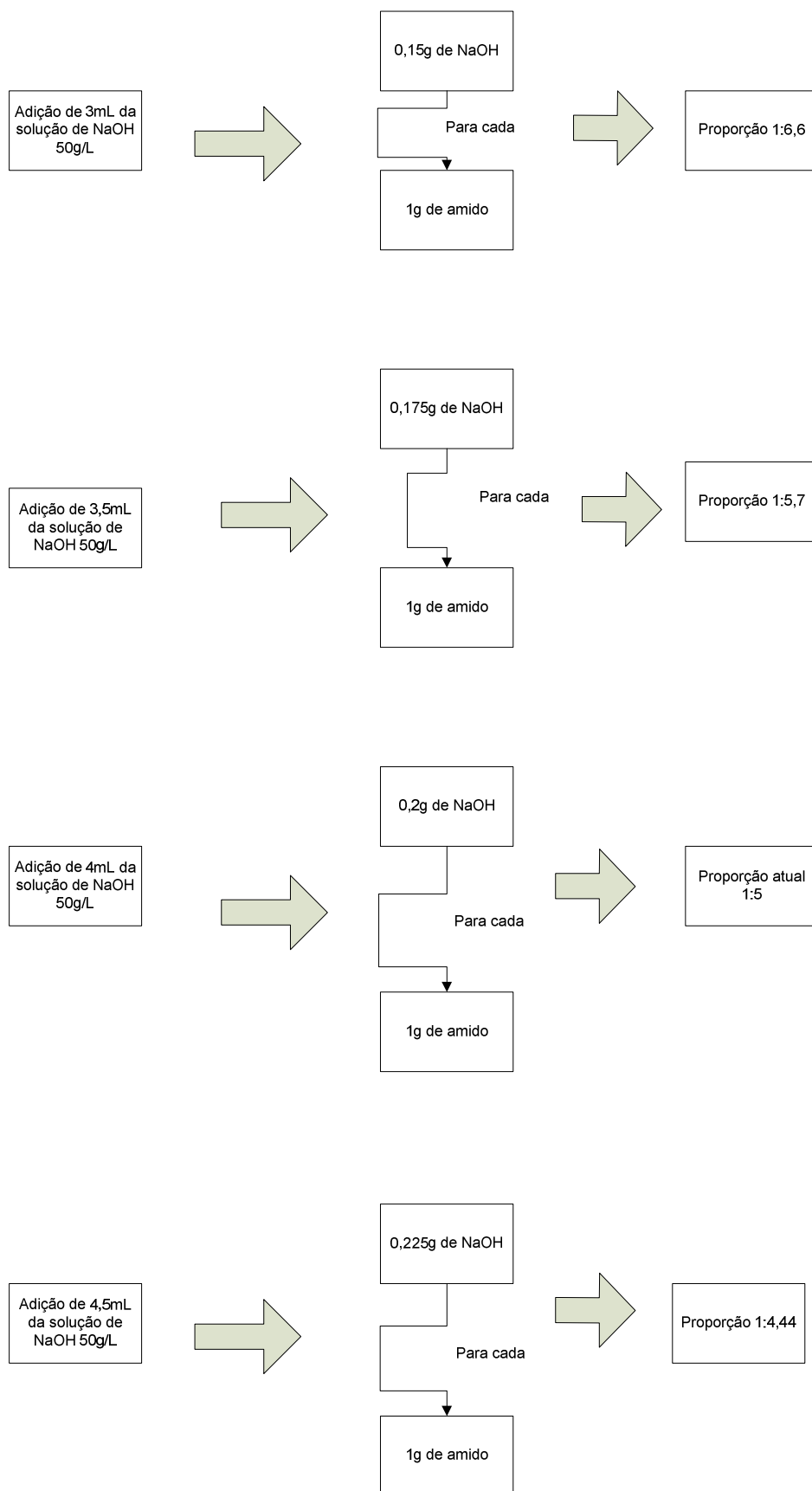


Figura 22-Variação da proporção de NaOH na solução estoque de polímero natural a base de amido 0,2 %

Os parâmetros fixados foram: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$; $T_{floc} = 20 \text{ min}$; $Psat = 450kPa$ e $R=20\%$. O roteiro de ensaios seguiu exatamente o mesmo modelo apresentado na Fase 1, como mostrado na Figura 16.

As análises físico-químicas realizadas estão expressas na Figura 23.

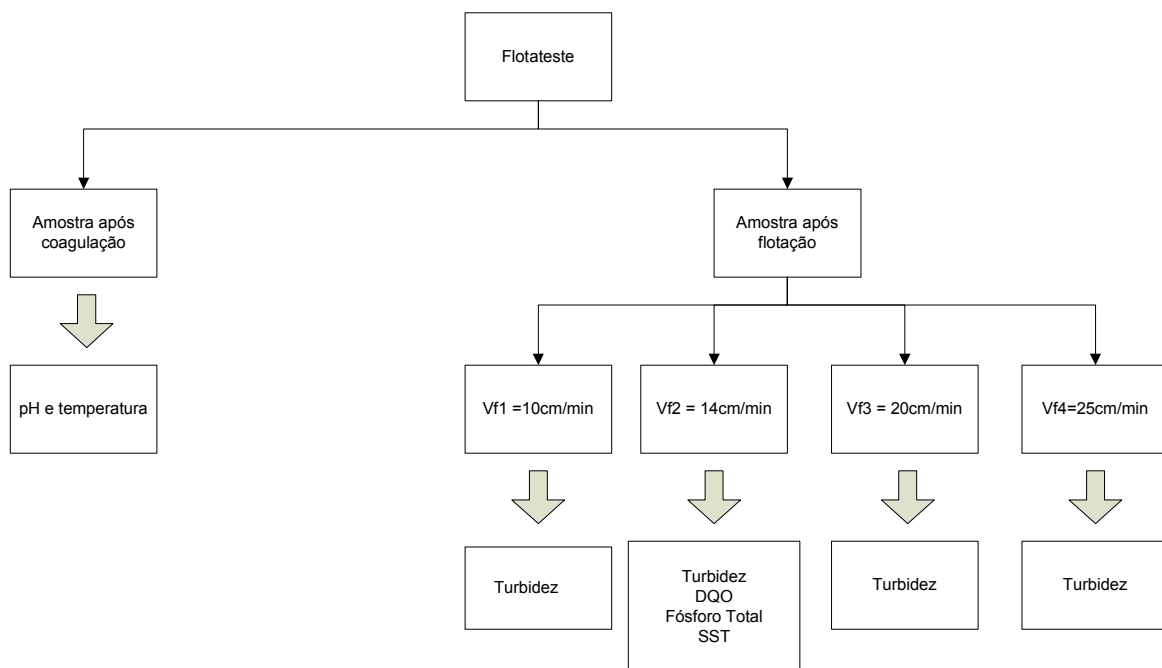


Figura 23-Análises físico-químicas Fase 4

O efluente desta etapa foi obtido da Mistura Rápida, antes da aplicação do coagulante e polímero, da ETE Monjolinho, sempre às 9 horas (com variação para mais ou para menos de 15 minutos), e sem ocorrência de precipitação nas 24 horas precedentes.

Os critérios para avaliação das dosagens mais convenientes, quando em conjunto com polímero catiônico, foram: maiores remoções de turbidez, DQO, fósforo, e Sólidos Suspensos Totais na velocidade 14 cm/min.

4.8 Caracterização do Efluente de reator UASB

Em todos os ensaios realizados, o efluente advindo dos reatores UASB e coletado na Mistura Rápida antes da aplicação do coagulante e polímeros, da ETE Monjolinho, foi caracterizado segundo os parâmetros:

- Turbidez;
- Cor aparente;
- DQO;
- Nitrato;
- Nitrito;
- Nitrogênio Amoniacal;
- Sólidos Totais;
- Sólidos Suspensos Totais;
- Sólidos Suspensos Voláteis;
- Fósforo total;
- pH;
- Temperatura
- Alcalinidade;
- Condutividade;
- Sulfeto.

Todos os parâmetros obedeceram a padronização de ensaios descritas na 20ª Edição do STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1998).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste item são relatados os resultados obtidos em cada fase da pesquisa, bem como as respectivas discussões e comentários.

5.1 Resultados Fase 1

Durante a Fase 1 foram estudadas três diferentes fontes de polímero natural a base de amido: milho, batata e araruta. As dosagens foram variadas, como descrito na metodologia, visando obter um comportamento dos diferentes amidos nas remoções de parâmetros físico-químicos. A caracterização do efluente dos reatores UASB e as remoções estão expostas a seguir.

5.1.1 Avaliação do desempenho do Polímero natural a base de amido de milho.

5.1.1.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB.

O ensaio com o polímero natural a base de amido de milho ocorreu no dia 20.05.10 às 9h00, com efluente retirado da unidade de Mistura Rápida, antes da aplicação do coagulante e polímero. A caracterização do efluente citado encontra-se na Tabela 4.

Tabela 4- Caracterização Efluente dos UASBs da ETE Monjolinho, para ensaio com amido de milho

Efluente UASB - 20.05.10		
Análise	Unidade	Efluente UASB
Turbidez	Ntu	51
Cor aparente	NCaSi	665
DQO	mg/L	144
Fósforo total	mg/L	5,6
Nitrogênio amoniacal	mg/L	35
Nitrato	mg/L	0,99
Nitrito	mg/L	0,002
pH	UpH	6,87
Temperatura	°C	22
Sulfeto no local*	mg/L	9,9
Condutividade	µS/cm	871
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	226
ST	mg/L	449
SST	mg/L	139
SSV	mg/L	90

*Concentração de sulfeto determinada logo após coleta da amostra na ETE Monjolinho.

Nota-se que o valor de pH do efluente dos reatores UASB da ETE Monjolinho obtido para este ensaio manteve-se em faixa apropriada para coagulação, considerada entre 6,50 a 7,50 (REALI, et al, 2001).

Para se aproximar da realidade, o ajuste do pH na coagulação não foi realizado na presente pesquisa em nenhuma das etapas, já que tal processo em escala real aumentaria o custo do tratamento físico-químico. Além disso, o valor da alcalinidade – 226mg/L- é suficiente para realização de coagulação sem adição de alcalinizante.

O valor da cor aparente obtido mostrou-se próximo aos dados obtidos por CAMPOS et.al.(2007) para efluente de reatores UASB monitorados.

Ainda comparando com os resultados de CAMPOS et.al.(2007), este obteve valor de 78,00 mg/L de SST em efluente anaeróbico, enquanto o valor obtido nessa etapa foi de 139mg/L. Nos meses dos primeiros ensaios, a ETE Monjolinho estava recirculando lodo do tanque de alimentação das centrífugas aos reatores UASB, fato este que explica os valores atípicos de SST encontrados..

O valor obtido para sulfeto do efluente anaeróbio foi bem superior ao obtido por CAMPOS et.al.(2007) – 3,34mg/L. Os valores obtidos de DQO e fósforo se assemelharam aos obtidos por CAMPOS et.al.(2007) – 184mg/L, e 4,84mg/L, respectivamente.

5.1.1.2 Ensaio com Flotatestes

Após caracterização do efluente dos reatores UASB, foram realizados os ensaios em Flotatestes com as variações de dosagens de coagulante e polímero natural a base de amido de milho, como descrito na metodologia.

Na tabela 5 são apresentados os resultados de turbidez obtidos nas velocidades de flotação analisadas. Os gráficos 1 a 5 contem as curvas de flotação, construídas a partir das remoções de turbidez.

Tabela 5-Fase 1, resultados de turbidez e cor para diferentes velocidades de flotação, com amido de milho

Concentração de FeCl ₃ (mg/L)	Concentração de Amido de milho (mg/L)	Turbidez				Cor aparente	pH de coagulação
		Velocidade de 10cm/min	Velocidade de 14cm/min	Velocidade de 20 cm/min	Velocidade de 25 cm/min	Velocidade de 14 cm/min	
0	0	27,6	27,84	28	28,9	344,4	6,94
	1,5	21,24	21,72	25,32	25,2	337,2	6,87
	3	21,36	22,08	25,68	25,12	357,6	6,97
	6	21	21,12	22,2	33,24	345,6	7
	10	20,28	18,96	19,2	21,48	340,8	6,97
30	0	12,48	24,12	64,8	66,96	378	6,77
	1,5	38,64	47,04	51	58,44	553,2	6,84
	3	29,76	47,52	57,6	60,84	513,6	6,99
	6	23,88	42,72	58,8	60	495,6	7
	10	30	45,36	60	63,84	520,8	6,98
45	0	30,12	57,6	64,8	66,24	622,8	6,73
	1,5	34,44	41,76	58,2	62,52	546	6,71
	3	16,32	34,32	64,8	64,92	444	6,75
	6	28,92	46,68	57,6	58,44	562,8	6,76
	10	21,36	40,8	61,2	63,6	475,2	6,89
60	0	48,96	55,2	64,56	63,6	658,8	6,78
	1,5	32,4	63,12	68,4	68,88	744	6,65
	3	19,44	41,16	72	67,32	502,8	6,71
	6	47,04	56,16	63,6	64,68	672	6,71
	10	26,4	45,36	73,44	74,4	487,2	6,7
70	0	48,84	58,68	63,12	67,44	678	6,75

	1,5	19,2	39,72	63,6	66	466,8	6,64
	3	21,24	46,56	64,8	67,92	538,8	6,7
	6	43,44	55,32	62,64	60,96	600	6,66
	10	18	41,4	51,6	58,8	530,4	6,75

Condições de ensaio: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$;

$T_{floc} = 20 \text{ min}$; $P_{sat} = 450kPa$ e $R = 20\%$.

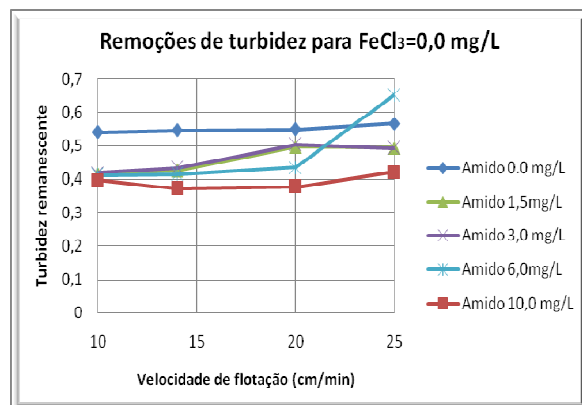


Gráfico 1- Turbidez remanescente (T/T_0) para $FeCl_3=0,0 \text{ mg/L}$ associado com amido de milho

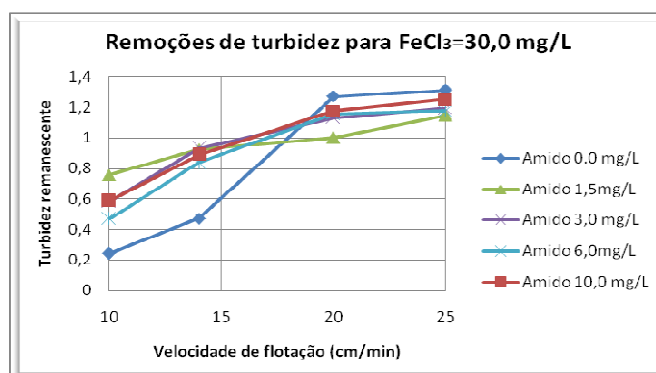


Gráfico 2- Turbidez remanescente (T/T_0) para $FeCl_3=30,0 \text{ mg/L}$ associado com amido de milho

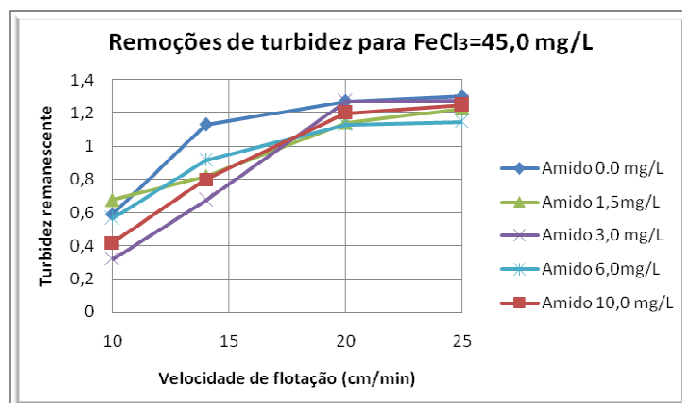


Gráfico 3- Turbidez remanescente (T/T_0) para $FeCl_3=45,0 \text{ mg/L}$ associado com amido de milho

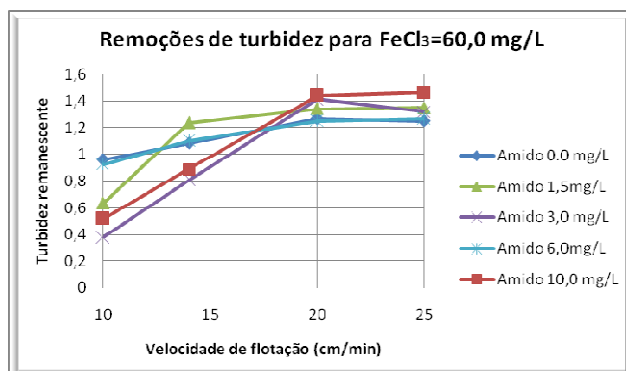


Gráfico 4- Turbidez remanescente (T/T_0) para $\text{FeCl}_3=60,0\text{mg/L}$ associado com amido de milho

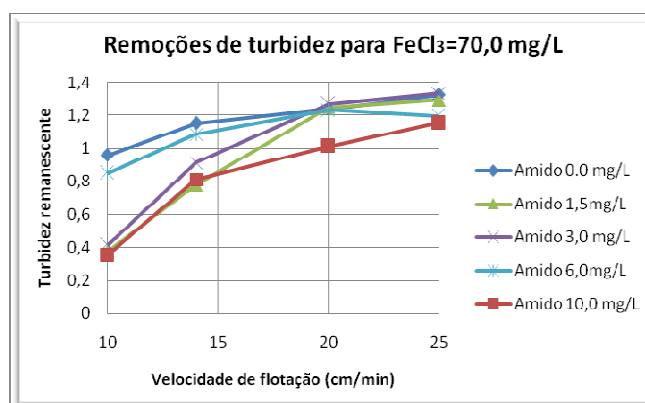


Gráfico 5- Turbidez remanescente (T/T_0) para $\text{FeCl}_3=70,0\text{mg/L}$ associado com amido de milho

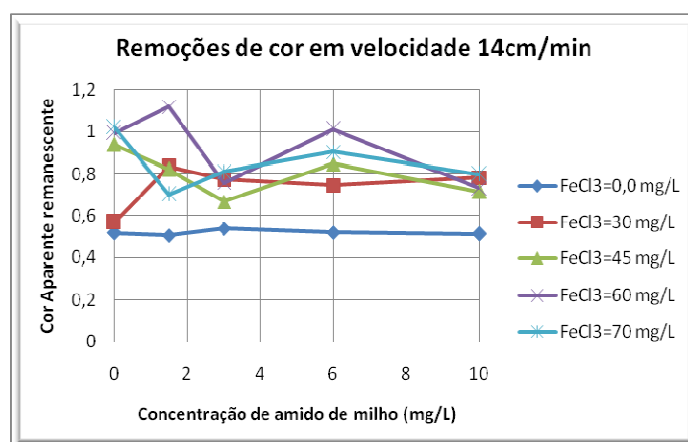


Gráfico 6- Cor aparente remanescente (C/C_0) para FeCl_3 associado com amido de milho

Observando o pH de coagulação na Tabela 4, nota-se que para todos os pares de dosagens, a faixa de pH encontrou-se adequada para tal processo.

Como dito na Revisão da Literatura, o uso de Cloreto Férrico em pós-tratamento de efluentes anaeróbios tem como desvantagem a sua reação com o sulfeto, formando um precipitado de tonalidade escura. Tal reação, portanto, consome parte do Cloreto

Férrico aplicada na etapa de coagulação, diminuindo a real eficiência do tratamento. Este fato explica valores maiores de turbidez quando empregado o Cloreto Férrico.

Ainda em relação à remoção de turbidez, pode-se observar que o polímero natural a base de amido de milho não contribuiu significativamente na melhoria das remoções de turbidez. Os melhores resultados apresentaram comportamento que dificultam qualquer análise mais conclusiva, quando consideradas as variações de concentrações, tanto de Cloreto Férrico, como de amido de milho.

Pode-se atribuir tais resultados ao alto valor de SST presente no efluente UASB, que demandaria maiores dosagens de coagulante para uma efetiva desestabilização dos colóides; ou a algum erro experimental, ou limitações e imprecisão de equipamentos e produtos utilizados. Deve-se considerar também a alta concentração de sulfeto no efluente UASB no dia do presente ensaio, o que provavelmente consumiu parcelas consideráveis das dosagens de Cloreto Férrico aplicadas, diminuindo a eficiência dos processos de coagulação, floculação e flotação.

Para remoções de cor aparente, notou-se que o comportamento também apresentou-se diferente do esperado, sendo que nos melhores resultados, não foram utilizadas grandes dosagens de Cloreto Férrico ou amido de milho.

5.1.2 Avaliação do desempenho do Polímero natural a base de amido de batata.

5.1.2.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB.

O ensaio com o polímero natural a base de amido de batata ocorreu no dia 10.06.10 às 9h00, com efluente retirado da unidade de Mistura Rápida da ETE Monjolinho, antes da aplicação do coagulante e polímero. A caracterização do efluente citado encontra-se na Tabela 6.

Tabela 6- Caracterização Efluente dos UASBs da ETE Monjolinho, para ensaio com amido de batata

Efluente UASB - 10.06.10		
Análise	Unidade	Efluente UASB
Turbidez	Ntu	79
Cor aparente		1055
DQO	mg/L	163
Fósforo total	mg/L	9,2
Nitrogênio amoniacal	mg/L	34
Nitrato	mg/L	0,51
Nitrito	mg/L	0,004
pH	UpH	6,79
Temperatura	°C	22,5
Sulfeto no local*	mg/L	3,8
Condutividade	µS/cm	882
Alcalinidade	MG CaCO ₃ /L	186
ST	mg/L	482
SST	mg/L	198
SSV	mg/L	117

*Concentração de sulfeto determinada logo após coleta da amostra na ETE Monjolinho.

Nota-se que o valor de pH do efluente dos reatores UASB obtido para este ensaio manteve-se em faixa apropriada para coagulação, considerada entre 6,50 a 7,50 (REALI, et al, 2001).

Ainda comparando com os resultados de CAMPOS et.al.(2007), este obteve valor de 78,00 mg/L de SST em efluente anaeróbio, enquanto o valor obtido nessa etapa foi de 197mg/L, fato este também explicado pela recirculação de lodo ocorrida na ETE Monjolinho nos meses dos primeiros ensaios.

O valor obtido para sulfeto do efluente anaeróbio é semelhante ao obtido por CAMPOS et.al.(2007) – 3,34mg/L. O valor obtido de DQO se assemelha ao obtido por CAMPOS et.al.(2007) – 184mg/L, porém o fósforo nesse efluente mostrou-se bem maior ao obtido pelos autores citados, de 4,84mg/L.

Considerando ainda a ETE Monjolinho recente em termos de operação, as variações dos parâmetros analisados no efluente UASB pode ser considerada normal nesta etapa de adequação de processos às características do esgoto sanitário da cidade.

5.1.2.2 Ensaios com Flotateste

Após caracterização do efluente dos reatores UASB, foram realizados os ensaios em Flotateste com as variações de dosagens de coagulante e polímero natural a base de amido de batata, como descrito na metodologia.

Na tabela 7 são apresentados os resultados de turbidez obtidos nas velocidades de flotação analisadas. Os gráficos 7 ao 11 mostram as curvas de flotação.

Tabela 7- Fase 1, resultados de turbidez e cor para diferentes velocidades de flotação, com amido de batata

Concentração de FeCl ₃ (mg/L)	Concentração de Amido de batata (mg/L)	Turbidez				Cor aparente	pH de coagulação
		Velocidade de 10cm/min	Velocidade de 14cm/min	Velocidade de 20cm/min	Velocidade de 25cm/min	Velocidade de 14cm/min	
0	0	75,6	78	79,2	81,6	1128	6,83
	1,5	26,4	90	102	87,6	984	6,67
	3	12	32,4	124,8	94,8	438	6,68
	6	15,6	20,4	78	121,2	288	6,62
	10	12	14,4	46,8	105,6	198	6,65
30	0	56,4	108	100,8	91,2	1386	6,66
	1,5	45,6	80,4	93,6	93,6	1188	6,63
	3	22,8	64,8	132	114	948	6,66
	6	6	21,6	126	91,2	385,2	6,78
	10	2,4	3,6	85,2	88,8	114	6,7
45	0	37,2	75,6	99,6	100,8	1224	6,61
	1,5	4,8	18	99,6	117,6	189,6	6,5
	3	12	31,2	122,4	109,2	454,8	6,5
	6	3,6	8,4	159,6	97,2	174	6,53
	10	8,4	20,4	50,4	81,6	454,8	6,51
60	0	69,6	91,2	97,2	91,2	1272	6,52
	1,5	4,8	13,2	110,4	130,8	254,4	6,49
	3	18	46,8	88,8	103,2	710,4	6,62
	6	1,2	3,6	145,2	104,4	102	6,5
	10	2,4	6	15,6	52,8	158,4	6,5
70	0	18	56,4	90	106,8	954	6,49
	1,5	14,4	42	115,2	118,8	624	6,51
	3	9,6	24	70,8	102	450	6,5
	6	2,4	6	109,2	103,2	147,6	6,5
	10	2,4	21,6	130,8	110,4	378	6,53

Condições de ensaio: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$;

$T_{floc} = 20 min$; $P_{sat} = 450kPa$ e $R = 20\%$.

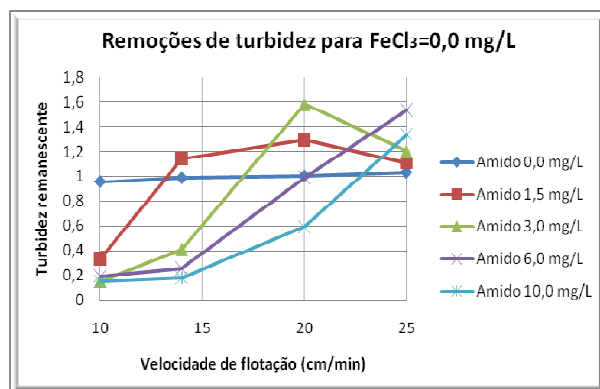


Gráfico 7- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de $\text{FeCl}_3=0,0 \text{ mg/L}$ associado com amido de batata

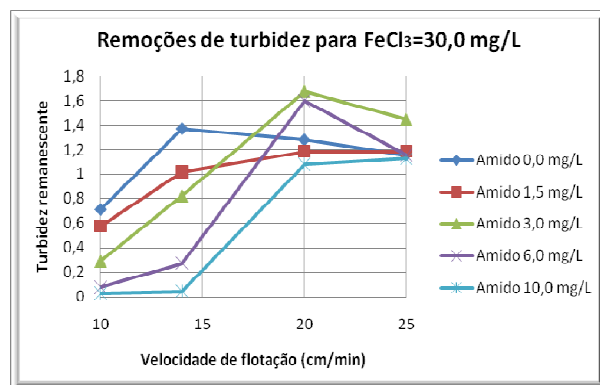


Gráfico 8- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de $\text{FeCl}_3=30,0 \text{ mg/L}$ associado com amido de batata

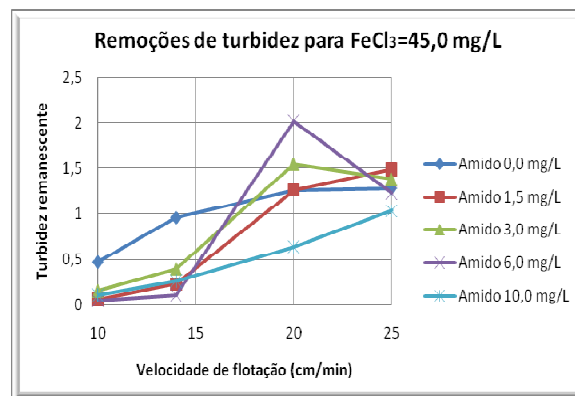


Gráfico 9- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de $\text{FeCl}_3=45,0 \text{ mg/L}$ associado com amido de batata

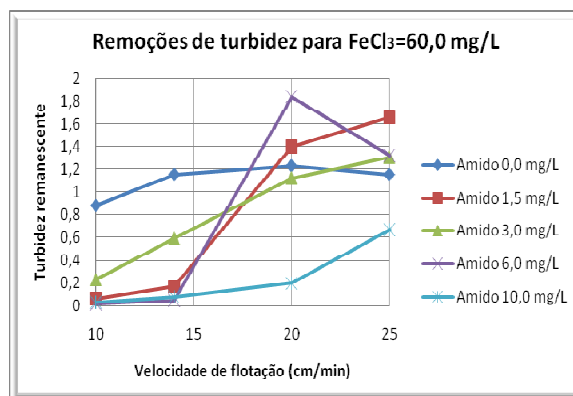


Gráfico 10- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de $\text{FeCl}_3=60,0 \text{ mg/L}$ associado com amido de batata

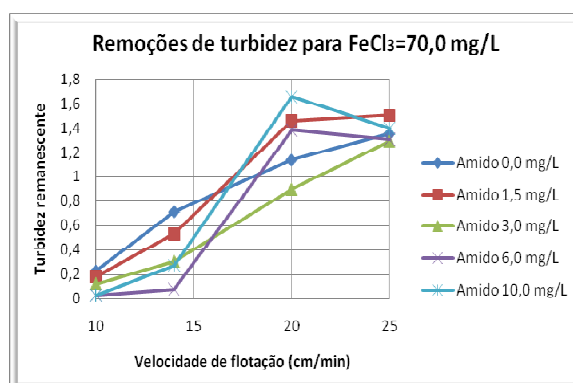


Gráfico 11- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de $\text{FeCl}_3=70,0 \text{ mg/L}$ associado com amido de batata

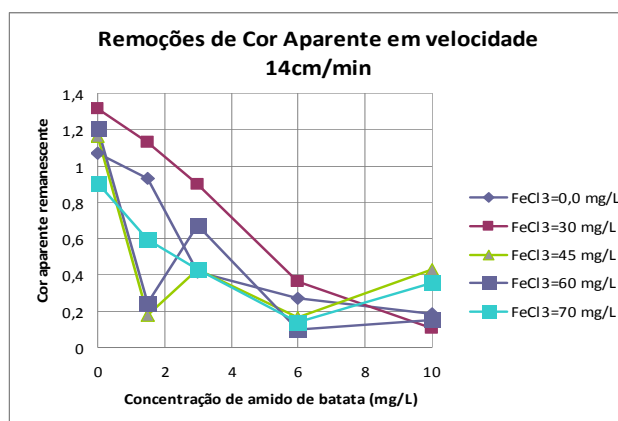


Gráfico 12- Cor aparente remanescente (C/C_0) com aplicação de FeCl_3 associado com amido de batata

Em geral, pelas Tabelas 6 e 7, a faixa de pH encontrou-se adequada para coagulação.

Observa-se pelos gráficos 7 ao 11 que, utilizando o polímero natural a base de amido de batata, houve um comportamento positivo nas remoções de turbidez.

Observou-se melhora na remoção de turbidez com uso de amido de batata, como visto claramente no gráfico 7. Notou-se também, que foi possível a obtenção de semelhante remoção de turbidez utilizando 30,0 mg/L de FeCl_3 com 10,0 mg/L de amido de batata e 45 mg/L de FeCl_3 e 10,0 mg/L de amido de batata, indicando bom desempenho da flotação com o uso do polímero natural a base de amido de batata como auxiliar de floculação.

Notou-se que altas dosagens de coagulante primário com altas dosagens de amido de batata não foram tão eficientes quanto esperado.

5.1.3 Avaliação do desempenho do Polímero natural a base de amido de araruta.

5.1.3.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB.

O ensaio com o polímero natural a base de amido de araruta ocorreu no dia 17.06.10 às 9h00, com efluente retirado da unidade de Mistura Rápida da ETE Monjolinho, antes da aplicação do coagulante e polímero. A caracterização do efluente citado encontra-se na Tabela 8.

Tabela 8- Caracterização Efluente dos UASBs da ETE Mojolinho para ensaio com amido de araruta

Efluente UASB-17.06.10		
Análise	Unidade	Efluente UASB
Turbidez	Ntu	33
Cor aparente		760
DQO	mg/L	153
Fósforo total	mg/L	8,6
Nitrogênio amoniacal	mg/L	34
Nitrato	mg/L	1,04
Nitrito	mg/L	0,005
pH	UpH	6,88
Temperatura	°C	22,8
Sulfeto no local*	mg/L	2,6

Condutividade	$\mu\text{S/cm}$	879
Alcalinidade	$\text{mg CaCO}_3/\text{L}$	205
ST	mg/L	632
SST	mg/L	130
SSV	mg/L	116

*Concentração de sulfeto determinada logo após coleta da amostra na ETE Monjolinho.

Nota-se que o valor de pH do efluente dos reatores UASB obtido para este ensaio manteve-se em faixa apropriada para coagulação, considerada entre 6,50 a 7,50 (REALI, et al, 2001).

O valor da cor aparente obtido mostrou-se maior em relação aos dados obtidos por CAMPOS et.al.(2007) para efluente de reatores UASB monitorados.

Ainda comparando com os resultados de CAMPOS et.al.(2007), este obteve valor de 78,00 mg/L de SST em efluente anaeróbio, enquanto o valor obtido nessa etapa foi de 130mg/L, fato este provavelmente devido à recirculação de lodo feita nos meses dos primeiros ensaios pela ETE Monjolinho.

O valor obtido para sulfeto do efluente anaeróbio é semelhante ao obtido por CAMPOS et.al.(2007) – 3,34mg/L. O valor obtido de DQO se assemelha ao obtido por CAMPOS et.al.(2007) – 184mg/L, porém o fósforo nesse efluente mostrou-se bem maior ao obtido pelos autores citados, de 4,84mg/L.

5.1.3.2 Ensaio com Flotatest

Após caracterização do efluente dos reatores UASB, foram realizados os ensaios em Flotatest com as variações de dosagens de coagulante e polímero natural a base de amido de araruta, como descrito na metodologia.

Na tabela 9 são apresentados os resultados de turbidez obtidos nas velocidades de flotação analisadas. As curvas de flotação estão expressas nos gráficos 13 a 17.

Tabela 9- Fase 1, resultados de turbidez e cor para diferentes velocidades de flotação, com amido de araruta

Concentração de FeCl ₃ (mg/L)	Concentração de Amido de araruta (mg/L)	Turbidez				Cor aparente	pH de coagulação
		Velocidade de 10cm/min	Velocidade de 14cm/min	Velocidade de 20 cm/min	Velocidade de 25 cm/min	Velocidade de 14 cm/min	
0	0	20,76	24,72	37,8	39,6	900	6,8
	1,5	18,24	25,44	38,04	41,88	540	6,86
	3	20,4	22,56	31,44	38,52	516	6,8
	6	17,4	21,48	37,92	56,04	516	6,93
	10	29,76	39,72	57,6	66	402	6,83
30	0	29,64	35,64	43,2	42,24	996	6,8
	1,5	8,4	28,2	40,32	44,52	510	6,77
	3	26,4	31,8	42,36	38,64	912	6,67
	6	24,24	36,72	38,4	34,68	960	6,78
	10	19,44	32,4	43,32	34,92	924	6,81
45	0	4,56	22,08	49,92	41,76	642	6,66
	1,5	29,4	37,32	40,32	40,32	924	6,66
	3	18	20,4	41,04	41,4	124,8	6,64
	6	27,72	32,76	37,44	36,48	840	6,71
	10	29,76	37,68	39,72	41,16	918	6,69
60	0	32,64	35,52	31,92	34,56	900	6,74
	1,5	11,04	32,76	56,16	50,28	900	6,61
	3	24,96	38,88	45,6	44,16	918	6,65
	6	28,08	35,64	42,24	39,12	996	6,66
	10	15,48	41,52	44,88	42,12	1002	6,7
70	0	32,4	33,6	38,28	46,32	1044	6,72
	1,5	29,76	42	42,12	44,64	1044	6,61
	3	24,36	34,68	44,4	41,04	966	6,59
	6	31,56	39,84	63,24	45,36	942	6,65
	10	32,16	37,08	39,36	39,24	948	6,69

Condições de ensaio: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$;

$T_{floc} = 20 \text{ min}$; $Psat = 450kPa$ e $R = 20\%$.

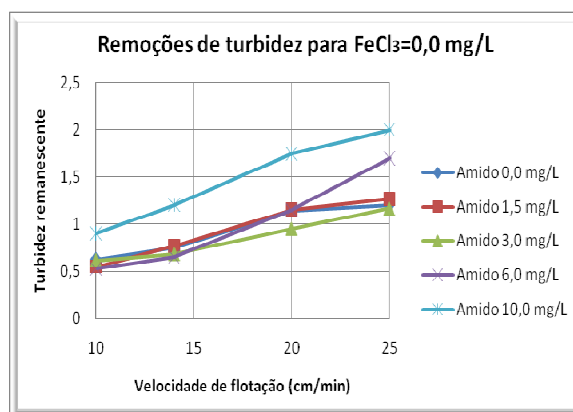


Gráfico 13- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de FeCl₃=0,0mg/L associado com amido de araruta

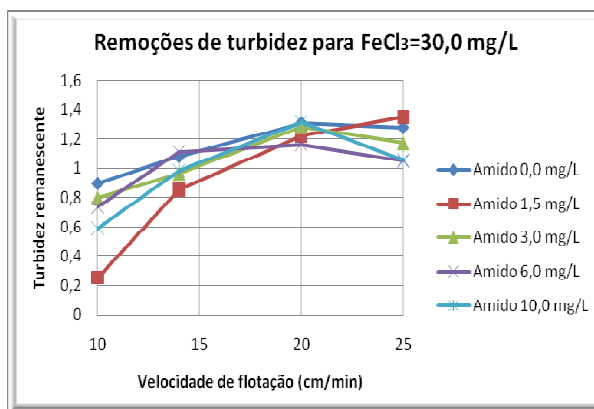


Gráfico 14- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de $\text{FeCl}_3=30,0 \text{ mg/L}$ associado com amido de araruta

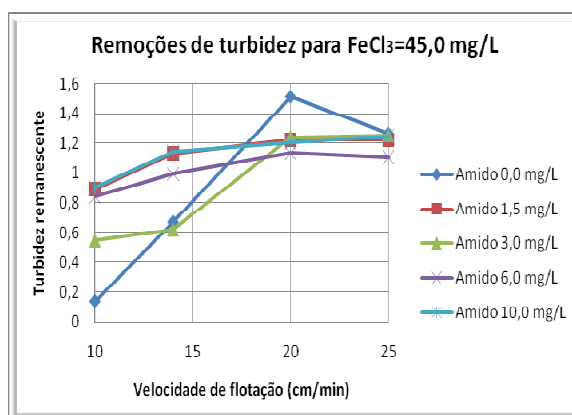


Gráfico 15- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de $\text{FeCl}_3=45,0 \text{ mg/L}$ associado com amido de araruta

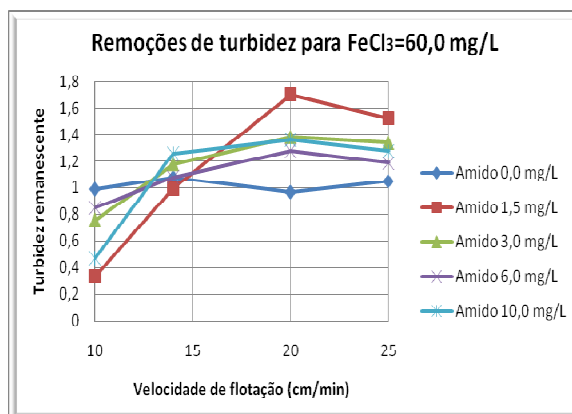


Gráfico 16- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de $\text{FeCl}_3=60,0 \text{ mg/L}$ associado com amido de araruta

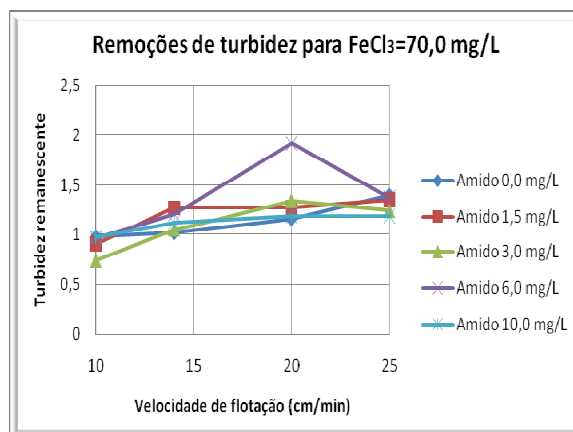


Gráfico 17- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de $\text{FeCl}_3=70,0\text{mg/L}$ associado com amido de araruta

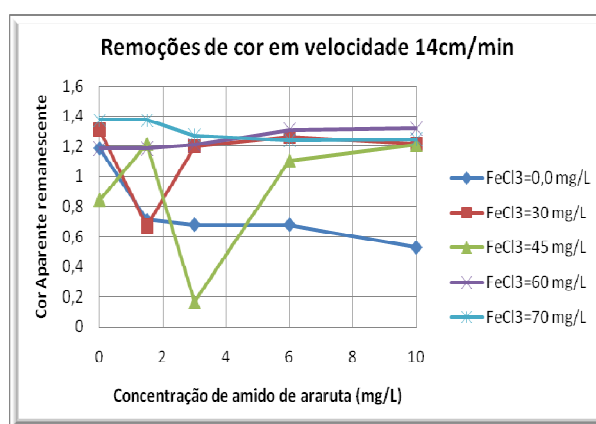


Gráfico 18- Cor aparente remanescente (C/C_0) com aplicação de FeCl_3 associado com amido de araruta

A faixa de pH na coagulação desta etapa também encontra-se adequada para o processo.

Notou-se pelos gráficos 13 a 17 e Tabela 9 que o amido a base de araruta não se mostrou tão bom como auxiliar de floculação para flotação, quando comparado ao amido de batata. Pelo contrário, as remoções de turbidez diminuíram a medida que as concentrações de amido de araruta aumentavam.

Para remoção de cor aparente, houve melhora no uso isolado de amido de araruta, porém sua combinação com Cloreto Férrico não se mostrou eficiente na remoção deste parâmetro.

Em geral, para a Fase 1 os melhores resultados obtidos foram os com uso de polímero natural a base de amido de batata, como Di Bernardo e Campos (1991) já haviam mencionado em suas experiências em tratamento de água: “o amido de batata tem se destacado como um dos mais apropriados auxiliares de floculação”. Deve-se ressaltar que as concentrações mais convenientes encontradas pelos autores citados foram bem menores que as encontradas, e até mesmo estudadas no presente trabalho, visto que há uma quantidade muito superior de partículas a serem desestabilizadas em esgoto sanitário, que exigem, portanto, maiores dosagens quando comparadas ao tratamento de água.

Portanto, observado os resultados de remoção de turbidez e cor aparente, o polímero natural a base de amido de batata mostrou-se o mais apropriado para o tratamento de efluente anaeróbios por FAD, dentre as três fontes de amido estudadas. Tal fato pode estar associado à presença de fosfato de potássio presente em sua estrutura, dando a este tipo de polímero caráter levemente aniônico, como citado na Revisão da Literatura.



Figura 24-Efluente na velocidade de flotação 10 cm/min com 70,0mg/L de FeCl_3 e 3,0 mg/L de amido de batata.



Figura 25-Efluente após 20 minutos de floculação com 70,0mg/L de FeCl₃ e 10,0 mg/L de amido de batata

ADIN & ASANO¹⁴ (1998, apud SANTOS, 2001) comentam que o tratamento físico-químico de esgoto difere do tratamento de água em alguns aspectos: maior concentração de partículas, tamanho médio maior de partículas, as partículas contém maior proporção de matéria orgânica, a superfície das partículas é mais hidrofílica, além de reagirem com coagulante diferente. Isso reforça a explicação sobre necessidade de maiores dosagens de polímero natural a base de amido, quando comparados ao tratamento de água.

5.2 Resultados Fase 2

Tendo como base os resultados da Fase 1, analisou-se, durante a Fase 2, as remoções das variáveis com utilização do polímero natural a base de amido de batata, tais como Demanda Química de Oxigênio (DQO), Absorbância 254nm, Sólidos Suspensos Totais, e Fósforo Total. As dosagens aplicadas variaram exatamente igual à

¹⁴ ADIN, A.; ASANO, T. (1998). The role of Physical-chemical treatment in wastewater reclamation and reuse. **Water Science and Technology**. V.37.n.10, p.70-90.

Fase 1, como foi exposto no Material e Métodos. A caracterização do efluente dos reatores UASB e as remoções estão expostas a seguir.

5.2.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB.

O ensaio com o polímero natural a base de amido de batata para análises químicas ocorreu no dia 12.08.10, com efluente retirado da Mistura Rápida, antes da aplicação do coagulante e polímero, às 9h00. A caracterização do efluente citado encontra-se na Tabela 9.

Tabela 10- Caracterização efluente dos UASBs da ETE Monjolinho, para ensaio da Fase 2

Efluente UASBs-12.08.10		
Análise	Unidade	Efluente UASB
Turbidez	nTU	146
Cor aparente		715
DQO	mg/L	228
Fósforo total	mg/L	9,71
Nitrogênio amoniacal	mg/L	36
Nitrato	mg/L	0,82
Nitrito	mg/L	0,003
pH	UpH	6,88
Temperatura	°C	25
Sulfeto no local*	mg/L	11
Sulfeto no LATAR**	mg/L	5,3
Condutividade	µS/cm	938
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	297
ST	mg/L	428
SST	mg/L	79
SSV	mg/L	52
Abs 254nm		0,269

*Concentração de sulfeto determinada logo após coleta da amostra na ETE Monjolinho.

**Concentração de sulfeto determinada no Laboratório LATAR/EESC/USP.

Nota-se que o valor de pH do efluente dos reatores UASB obtido para este ensaio manteve-se em faixa apropriada para coagulação, considerada entre 6,50 a 7,50 (REALI, et al, 2001). Portanto, o ajuste do pH na coagulação também não foi realizado na presente etapa da pesquisa.

Comparando com os resultados de CAMPOS et.al.(2007), este obteve valor de 78,00 mg/L de SST em efluente anaeróbio, muito próximo do valor encontrado na presente etapa. Diferentemente dos ensaios da Fase 1, a ETE Monjolinho não estava recirculando lodo no momento da coleta para os ensaios da Fase 2.

O valor obtido para sulfeto do efluente anaeróbio foi bem superior ao obtido por CAMPOS et.al.(2007) – 3,34mg/L. Nota-se que, quando analisado novamente no LATAR, o valor do sulfeto caiu pela metade, mostrando que parcela desse gás se desprende da solução durante o transporte da amostra da ETE até o LATAR. Vale lembrar que a presença de sulfeto apresenta influência negativa nos resultados de remoções obtidos, já que com maiores concentrações de sulfeto (na ETE), as concentrações de Cloreto Férrico requeridas devem ter sido maiores que as testadas em laboratório.

Porém, como o objetivo da pesquisa foi testar a influência do polímero natural a base de amido, e não as dosagens ótimas de Cloreto Férrico, este fato entra no presente texto apenas como uma observação e alerta para possíveis replicações em escala real.

Os valores obtidos de DQO e fósforo também foram superiores aos obtidos por CAMPOS et.al.(2007) – 184mg/L, e 4,84mg/L, respectivamente.

5.2.2 Ensaio com Flotatest

Após caracterização do efluente dos reatores UASB, foram realizados os ensaios em Flotatest com as variações de dosagens de coagulante e polímero natural a base de amido de batata, já citados na metodologia.

Na tabela 10 são apresentados os resultados de remoções obtidos na velocidade de flotação analisada.

Tabela 11-Resultados de remoções físico-químicas para FeCl₃ associado a amido de batata para velocidade 14cm/min

Concentração de FeCl ₃ (mg/L)	Concentração de Amido de batata (mg/L)	Velocidade de 14cm/min					
		DQO (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Abs 254nm	SST (mg/L)	Cor aparente (NCaSi)	pH de coagulação
0	0	161,6	2,17	0,27	32	504	7
	1,5	79,9	2,21	0,2796	104,8	530,4	7,04
	3	79,7	2,20	0,2736	44	499,2	6,79
	6	69,4	2,27	0,318	67,2	500,4	6,88
	10	79,5	2,13	0,2424	93,6	519,6	7,06
30	0	87,9	2,24	0,2124	102	624	6,95
	1,5	54,2	2,17	0,2184	87,2	495,6	6,96
	3	45,1	2,17	0,2352	95,2	475,2	6,96
	6	31,2	2,04	0,2124	65,6	380,4	6,9
	10	28,6	1,97	0,228	8	364,8	6,98
45	0	93,5	2,20	0,2172	84	660	6,92
	1,5	63,5	2,22	0,21	82,4	552	6,95
	3	81,8	2,26	0,1992	67,2	591,6	6,87
	6	53,6	2,01	0,2112	11,2	405,6	6,94
	10	56,4	2,11	0,222	28	312	6,96
60	0	97,2	2,25	0,2076	72	666	6,97
	1,5	96,1	2,32	0,2076	52,8	540	6,91
	3	35,0	2,0	0,192	48	379,2	6,91
	6	49,4	2,10	0,2208	33,6	434,4	6,9
	10	27,9	1,96	0,198	88,8	298,8	6,84
70	0	136,5	1,78	0,2388	105,6	852	6,92
	1,5	100,5	2,21	0,1956	79,2	552	6,86
	3	65,8	2,16	0,1956	63,2	500,4	6,88
	6	47,2	2,16	0,2016	55,2	362,4	6,88
	10	42,4	1,9	0,204	12,8	348	6,89

Condições de ensaio: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$;

$T_{floc} = 20 min$; $Psat = 450kPa$ e $R = 20\%$.

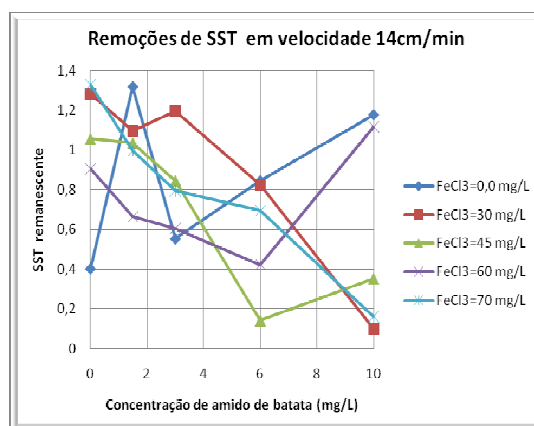


Gráfico 19- SST remanescente (SST/SST₀) com aplicação de FeCl₃ associado com amido de batata

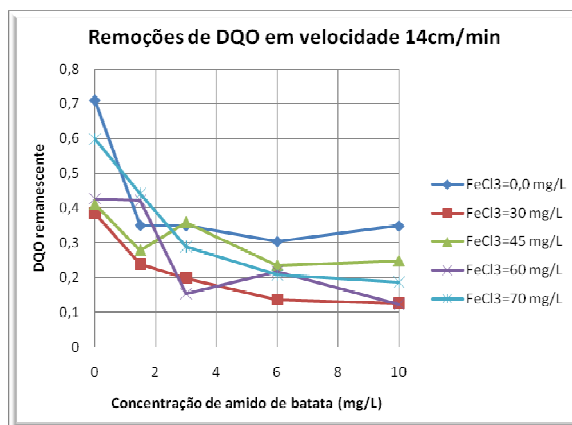


Gráfico 20- DQO remanescente (DQO/DQO_0) com aplicação de $FeCl_3$ associado com amido de batata

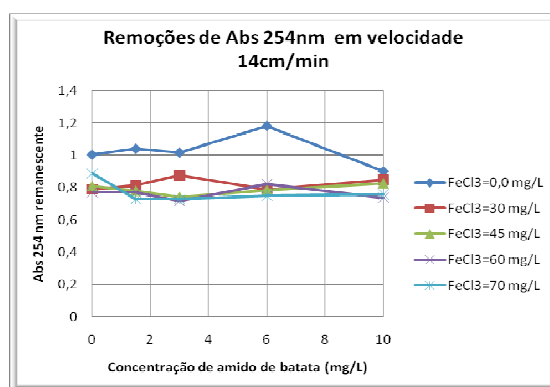


Gráfico 21-Abs 254nm remanescente ($Abs\ 254nm/Abs\ 254nm_0$) com aplicação de $FeCl_3$ associado com amido de batata

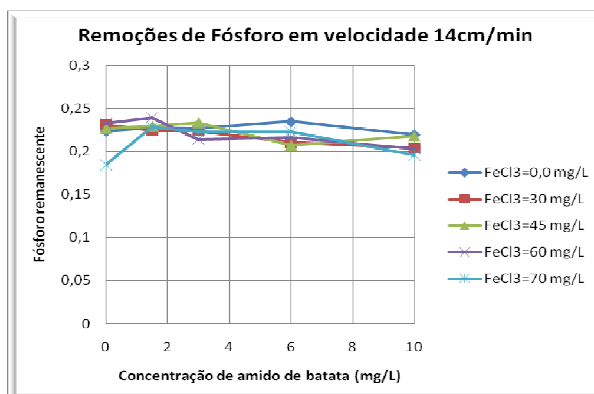


Gráfico 22-Fósforo remanescente (P/P_0) com aplicação de $FeCl_3$ associado com amido de batata

Remoção de DQO

Nota-se pelo gráfico 20, que o uso de amido de batata melhorou as remoções de DQO, atingindo 87% com aplicação de 30mg/L de $FeCl_3$ associado a aplicação de 10,0mg/L de Amido de batata. Observou-se também que entre 6,0mg/L e 10mg/L de amido de batata, as remoções não aumentaram significativamente.

Notou-se também que, com o uso de amido, as remoções para dosagem de 30mg/L e 60mg/L de FeCl_3 foram semelhantes, fato este que diminui a quantidade de coagulante primário requerida, demonstrando que a dosagem de apenas 30mg/L de Cloreto Férrico já foi suficiente quando associada à aplicação de 10,0mg/L.

Absorbância 254nm

No geral, notou-se baixíssima eficiência de remoção de Abs 254nm, para todas as concentrações, segundo gráfico 21.

Sabe-se que a matéria orgânica em efluentes está dividida, basicamente, em três estados: dissolvida, suspensa e coloidal. Com a coagulação, é possível, pelos processos físico-químicos já citados, separar e posteriormente retirar a parcela em suspensão e coloidal do efluente. Porém, a matéria orgânica dissolvida não é passível de ser coagulada, permanecendo, quase toda, nos processos como os realizados no presente trabalho. Tal fato explica as baixíssimas remoções de Absorbância 254nm aqui encontradas após coagulação, floculação e flotação, tendo vista que tal parâmetro fornece idéia (medida indireta) da concentração da matéria orgânica dissolvida.

Fósforo total

Pelo gráfico 22, observa-se que houve ligeira melhora na remoção de fósforo com o emprego de amido de batata. O Cloreto Férrico, por si só, já é um ótimo agente químico para precipitação do fósforo, como explicado na Revisão da Literatura, então, o uso de amido de batata como auxiliar de floculação não se mostrou vantajoso para remoção deste parâmetro.

Mesmo assim, encontrou-se remoções de 80% com $\text{FeCl}_3=45\text{mg/L}$, e amido de batata = 6,0mg/L.

Sólidos Suspensos Totais

Pelo gráfico 19, notou-se aleatoriedade dos resultados obtidos para remoção de SST. Somente utilizando 30mg/L e 70mg/L de FeCl_3 é que as eficiências de remoção apresentaram valores próximos de 85% de SST.

A aleatoriedade dos demais resultados pode ter sido causada pela não realização em duplicata das análises das amostras flotadas, o que em termos de SST, pode interferir nos resultados.

No geral, com exceção do parâmetro DQO, o polímero natural a base de amido de batata não mostrou melhoras significativas nas remoções dos parâmetros analisados na presente etapa.

Porém, como observado na Tabela 9, o sulfeto no dia do ensaio em tela encontrava-se com valor de 11,05 mg/L na ETE, e 5,275mg/L no LATAR, superior ao encontrado *in locu* por CAMPOS, et al (2007). Tal concentração elevada provavelmente tenha interferido negativamente nos resultados desta etapa, diminuindo a eficiência do tratamento proposto.

5.3 Resultados Fase 3

Durante os ensaios em Flotatestes das Fases 1 e 2, foi observado pela autora a fragilidade dos flocos formados quando adicionado polímero natural a base de amido. Tal fato pode ser explicado pelo tipo de interação entre as partículas coloidais e polímeros naturais a base de amido: basicamente adsorção e formação de pontes de hidrogênio.

No intuito de diminuir tal fragilidade dos flocos, julgou-se interessante para a presente pesquisa análise da atuação em conjunto com polímero sintético catiônico para reforçar a estabilidade dos flocos formados.

Durante a Fase 3, então, foi estudada a influência da adição de polímero sintético catiônico nas dosagens estudadas de Cloreto Férrico e Polímero natural a base de amido de batata. Foram analisadas remoções de turbidez, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais, e Fósforo Total. As dosagens aplicadas de coagulante e polímero natural variaram conforme metodologia, enquanto que a de polímero sintético permaneceu constante, igual a 2ppm. A caracterização do efluente dos reatores UASB e as remoções estão expostas a seguir.

5.3.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB.

O ensaio desta Fase ocorreu no dia 26.08.10, com efluente retirado da Mistura Rápida, antes da aplicação do coagulante e polímero, às 9h00. A caracterização do efluente citado encontra-se na Tabela 12.

Tabela 12- Caracterização efluente dos UASBs da ETE Monjolinho, para ensaio da Fase 3

Efluente UASBs-26.08.10		
Análise	Unidade	Efluente UASB
Turbidez	Ntu	134
Cor aparente	NCaSi	803
DQO	mg/L	224
Fósforo total	mg/L	6,21
Nitrogênio amoniacal	mg/L	36,5
Nitrato	mg/L	0,63
Nitrito	mg/L	0,005
pH	UpH	6,78
Temperatura	°c	25,6
Sulfeto no local*	mg/L	14,28
Condutividade	µS/cm	902
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	217
ST	mg/L	518
SST	mg/L	338
SSV	mg/L	153

*Concentração de sulfeto determinada logo após coleta da amostra na ETE Monjolinho.

Nota-se que o valor de pH do efluente dos reatores UASB obtido para este ensaio manteve-se em faixa apropriada para coagulação, considerada entre 6,50 a 7,50 (REALI, et al, 2001). Portanto, o ajuste do pH na coagulação também não foi realizado na presente etapa da pesquisa.

O valor obtido para sulfeto do efluente anaeróbio é bem superior ao obtido por CAMPOS et.al.(2007) – 3,34mg/L, o que provavelmente interferiu nos resultados, devido a já citada precipitação do sulfeto em presença de FeCl_3 . Os valores obtidos de DQO e fósforo também foram superiores aos obtidos por CAMPOS et.al.(2007) – 184mg/L, e 4,84mg/L, respectivamente.

5.3.2 Ensaio com Flotatest

Após caracterização do efluente dos reatores UASB, foram realizados os ensaios em Flotatest com as variações de dosagens de coagulante e polímero natural a base de amido de batata, como dito na metodologia.

Na tabela 13 são apresentados os resultados de remoções de turbidez obtidos na velocidade de flotação analisada. As curvas de flotação são apresentadas nos gráficos 23 a 27.

Tabela 13-Resultados de turbidez utilizando FeCl_3 , polímero catiónico (2ppm) e amido de batata, para Fase 3

Concentração de FeCl_3 (mg/L)	Concentração de Amido de batata(mg/L)	Turbidez				pH de coagulação
		Velocidade de 10cm/min	Velocidade de 14cm/min	Velocidade de 20 cm/min	Velocidade de 25 cm/min	
0	0	165,6	153,6	168	170,4	7,03
	3	162	145,2	170,4	170,4	7,07
	6	164,4	142,8	166,8	174	7,08
	10	156	138	163,2	165,6	7,14
30	0	92,4	135,6	208,8	194,4	6,95
	3	105,6	111,6	175,2	177,6	7,03
	6	91,2	87,6	138	178,8	7,04
	10	86,4	103,2	106,8	104,4	7,03

45	0	96	146,4	205,2	192	6,91
	3	79,2	99,6	170,4	177,6	6,94
	6	76,8	86,4	171,6	178,8	7,01
	10	60	63,6	126	160,8	7,03
60	0	127,2	150	174	176,4	6,93
	3	80,4	103,2	193,2	187,2	6,98
	6	44,4	62,4	200,4	177,6	6,98
	10	55,2	58,8	129,6	164,4	6,96
70	0	90	139,2	178,8	176,4	6,9
	3	50,4	73,2	237,6	205,2	6,89
	6	44,4	61,2	207,6	186	7
	10	48	49,2	87,6	147,6	6,95

Condições de ensaio: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$;

$T_{floc} = 20 \text{ min}$; $Psat = 450kPa$ e $R = 20\%$.

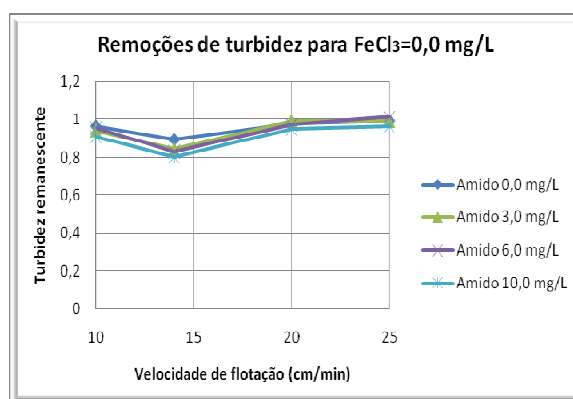


Gráfico 23- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de $FeCl_3=0,0mg/L$, polímero catiônico e amido de batata

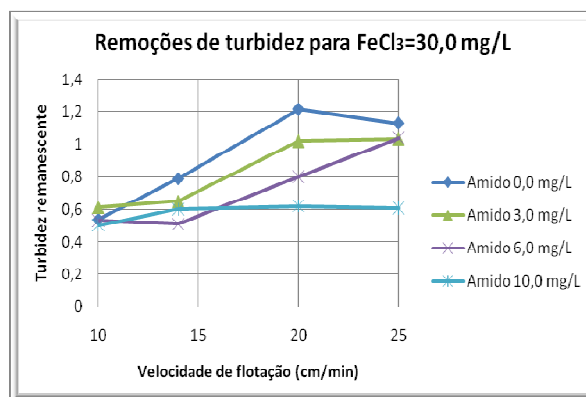


Gráfico 24- Turbidez remanescente (T/T_0) com aplicação de $FeCl_3=30,0mg/L$, polímero catiônico e amido de batata

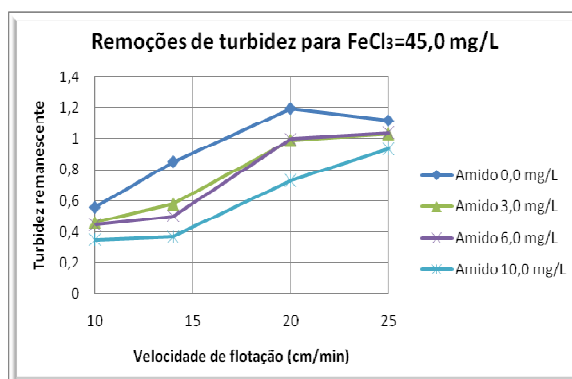


Gráfico 25- Turbidez remanescente (T/T₀) com aplicação de FeCl₃=45,0mg/L, polímero catiônico e amido de batata

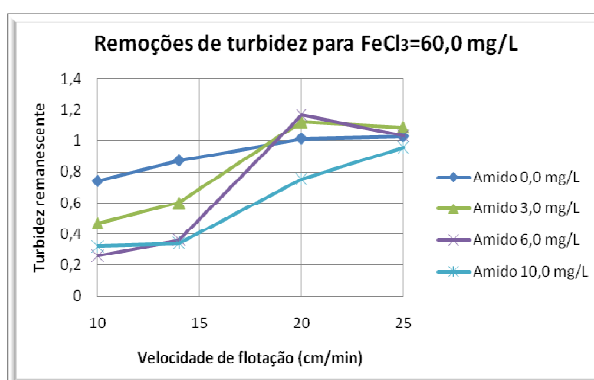


Gráfico 26- Turbidez remanescente (T/T₀) com aplicação de FeCl₃=60,0mg/L, polímero catiônico e amido de batata

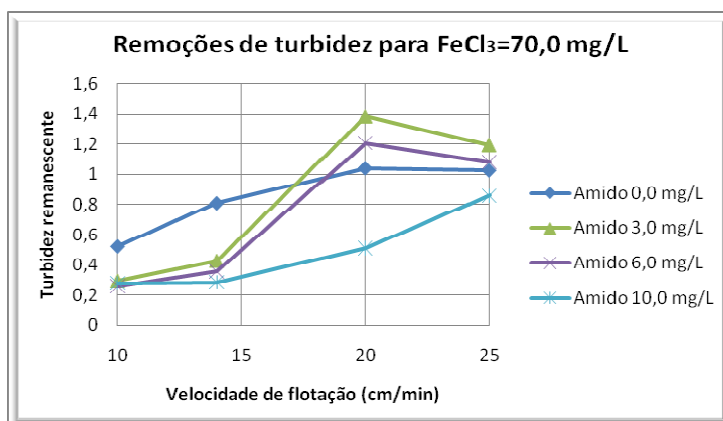


Gráfico 27- Turbidez remanescente (T/T₀) com aplicação de FeCl₃=70,0mg/L, polímero catiônico e amido de batata

Observando o gráfico 23, notou-se que somente a combinação polímero catiônico e polímero natural a base de amido praticamente não promoveu bons resultados de redução de turbidez. A partir da adição de FeCl₃, pode-se observar

melhorias nas remoções, atingindo valores de 64% com 70,0 mg/L de FeCl_3 e 10,0 mg/L de amido de batata.

A seguir, estão expostos os valores de DQO, Fósforo e SST obtidos nas amostras flotadas em velocidade 14cm/min, assim como os gráficos comparativos.

Tabela 14-Análises físico-Químicas Fase 3

Concentração de FeCl_3 (mg/L)	Concentração de Amido de batata (mg/L)	Velocidade de 14cm/min		
		DQO (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	SST (mg/L)
0	0	141,9	2,23	46
	3	133,2	2,20	7
	6	123,6	1,70	8
	10	126,3	1,91	267
30	0	141,3	1,98	376
	3	119,2	1,52	12
	6	100,5	1,82	308
	10	91,8	1,73	146
45	0	157,6	2,22	221
	3	132,7	2,19	14
	6	120,9	1,85	25
	10	102,7	1,61	265
60	0	188,6	2,23	98
	3	142,7	1,86	91
	6	111,5	1,52	59
	10	148,3	1,39	101
70	0	169,6	1,86	92
	3	63,9	1,53	217
	6	117,3	1,52	11
	10	96,4	1,44	7

Condições de ensaio: $G_{\text{mrFeCl}_3} = 800\text{s}^{-1}$; $T_{\text{mrFeCl}_3} = 10\text{s}$; $G_{\text{mramido}} = 550\text{s}^{-1}$; $T_{\text{mramido}} = 10\text{s}$; $G_{\text{floc}} = 80\text{s}^{-1}$; $T_{\text{floc}} = 20\text{ min}$; $P_{\text{sat}} = 450\text{kPa}$ e $R = 20\%$.

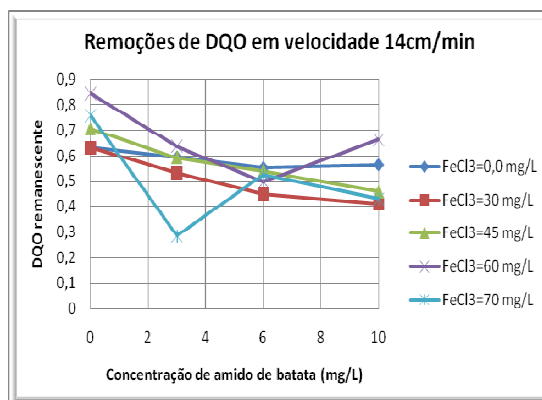


Gráfico 28- DQO remanescente (DQO/DQO_0) com aplicação de $FeCl_3$, polímero catiônico e amido de batata

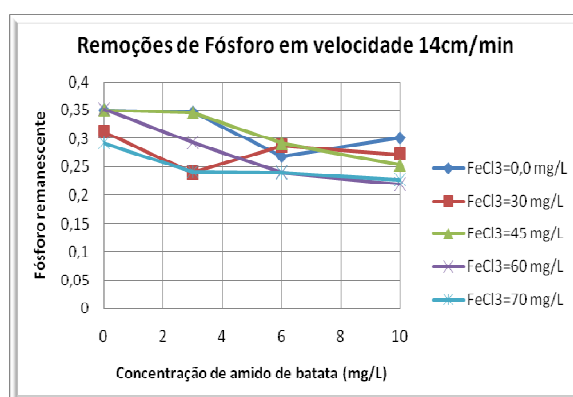


Gráfico 29- Fósforo remanescente (P/P_0) com aplicação de $FeCl_3$, polímero catiônico e amido de batata

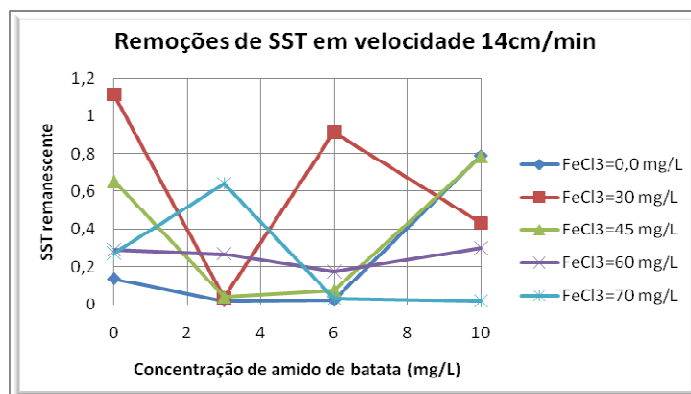


Gráfico 30- SST remanescente (SST/SST_0) com aplicação de $FeCl_3$, polímero catiônico e amido de batata

Pelos gráficos 28 a 30, notou-se máxima remoção de DQO de 72% para $FeCl_3=70,0$ mg/L e amido de batata=3,0mg/L. Também observou-se que o amido de batata contribuiu positivamente para remoção deste parâmetro.

Em termos de remoção de fósforo, o uso de amido de batata em termos gerais, também melhorou as remoções, porém não significativamente.

Já em termos de remoção de SST, foi obtido comportamento aleatório das amostras flotadas. Tal fato pode ter ocorrido devido a não realização em duplicata das análises das amostras flotadas, o que no caso de determinação de SST pode interferir nos resultados.

Visualmente, o objetivo desta Fase foi atingido. A autora notou ligação mais fortalecida das partículas coloidais desestabilizadas, se comparado ao uso isolado de amido de batata e Cloreto Férrico. Porém, a remoção de turbidez e demais parâmetros analisados não atingiu resultados satisfatórios, ou seja, as remoções obtidas somente com Cloreto Férrico e Polímero Natural a base de amido de batata não obtiveram melhorias. No caso da turbidez, as remoções decresceram.

As tabelas 15 a 17 ilustram as remoções e as compara com as obtidas na Fase 2, onde só foram utilizados Cloreto Férrico e amido de batata. Foram escolhidos três pares de concentrações que apresentam melhores resultados em ambas as Fases.

Tabela 15-Comparação dos resultados de remoção de DQO, P, SST e turbidez na Fase 2 e na Fase 3, com aplicação de $\text{FeCl}_3=30,0\text{mg/L}$ e amido de batata = $10,0\text{mg/L}$

Parâmetro	Eficiência de remoção com aplicação de FeCl_3 +amido de batata+polímero catiônico (%)	Eficiência de remoção com aplicação de FeCl_3 +amido de batata (%)
DQO	60	88
Fósforo	73	80
SST	57	90
Turbidez	40	95

Tabela 16-Comparação dos resultados de remoção de DQO, P, SST e turbidez na Fase 2 e na Fase 3, com aplicação de $\text{FeCl}_3=45,0\text{mg/L}$ e amido de batata = $10,0\text{mg/L}$

Parâmetro	Eficiência de remoção com aplicação de FeCl_3 +amido de batata+polímero catiônico (%)	Eficiência de remoção com aplicação de FeCl_3 +amido de batata (%)
DQO	55	76
Fósforo	75	79
SST	22	65
Turbidez	64	75

Tabela 17-Comparação dos resultados de remoção de DQO, P, SST e turbidez na Fase 2 e na Fase 3, com aplicação de $\text{FeCl}_3=70,0\text{mg/L}$ e amido de batata = $3,0\text{mg/L}$

Parâmetro	Eficiência de remoção com aplicação de FeCl_3 +amido de batata+polímero catiônico (%)	Eficiência de remoção com aplicação de FeCl_3 +amido de batata (%)
DQO	72	72
Fósforo	76	78
SST	36	30
Turbidez	65	70

Com base no conjunto de ensaios realizados, os resultados obtidos não permitem qualquer discussão mais conclusiva acerca dos verdadeiros mecanismos físico-químicos que ocasionaram resultados insatisfatórios em termos de eficiência em flotação. Uma hipótese levantada, mas não aprofundada teórica ou experimentalmente, é a de excesso de cargas negativas no momento de flotação. É sabido que as microbolhas, e os colóides possuem cargas negativas, além do polímero natural de amido de batata possuir caráter levemente aniônico. Mesmo com a adição de polímero catiônico, nota-se que a concentração adicionada deste foi muito pequena, não exercendo da melhor maneira, talvez, seu papel.

5.4 Resultados Fase 4

Durante a Fase 4 foi estudada a influência da variação da proporção de NaOH na solução de polímero natural a base de amido de batata. Foram analisadas remoções de turbidez, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais, e Fósforo Total.

Nesta etapa, três pares de dosagens (coagulante primário + polímero natural a base de amido de batata) foram escolhidos para análises físico-químicas, como mostrado na tabela 18.

Os pares escolhidos foram os que, em geral, apresentaram as melhores remoções dos parâmetros analisados nas Fases 1 e 2. A caracterização do efluente dos reatores UASB e as remoções estão expostas nas tabelas 19 a 28.

Tabela 18-Concentrações escolhidas para Fase 4

Concentrações estudadas na Fase 4	
Concentração de FeCl_3 (mg/L)	Concentração de amido de batata (mg/L)
0	0
30	10
45	10
60	6

5.4.1 Caracterização do efluente dos reatores UASB.

O ensaio desta Fase ocorreu no dia 30.08.10, com efluente retirado da Mistura Rápida, antes da aplicação do coagulante e polímero, às 9h00. A caracterização do efluente citado encontra-se na Tabela 19.

Tabela 19-Characterização efluente dos UASBs da ETE Monjolinho, para ensaio da Fase 4

Efluente UASBs-30.08.10		
Análise	Unidade	Efluente UASB
Turbidez	Ntu	51,3
Cor aparente	NCaSi	680
DQO	mg/L	187
Fósforo total	mg/L	1,8
Nitrogênio amoniacal	mg/L	35,5
Nitrato	mg/L	0,7
Nitrito	mg/L	0,004
pH	UpH	6,65
Temperatura	°C	25,5
Sulfeto no local*	mg/L	3,3
Condutividade	$\mu\text{S}/\text{cm}$	882
Alcalinidade	mgCaCO_3/L	233
ST	mg/L	998
SST	mg/L	99
SSV	mg/L	85

*Concentração de sulfeto determinada logo após coleta da amostra na ETE Monjolinho.

Nota-se que o valor de pH do efluente dos reatores UASB obtido para este ensaio também se manteve em faixa apropriada para coagulação, considerada entre 6,50

a 7,50 (REALI, et al, 2001). Portanto, o ajuste do pH na coagulação também não foi realizado na presente etapa da pesquisa.

O nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito se manteve quase constante em todas as etapas da presente pesquisa.

O valor obtido para sulfeto do efluente anaeróbio é semelhante ao obtido por CAMPOS et.al.(2007) – 3,34mg/L. O valor obtido de DQO foi semelhante ao obtido por CAMPOS et.al.(2007) – 184mg/L. Porém, o de Fósforo foi consideravelmente inferior ao obtido por CAMPOS et.al.(2007) ,de 4,84mg/L, e aos valores obtidos em outros ensaios realizados pela mesma autora. Tal fato pode ter ocorrido devido a algum erro metodológico no preparo da análise de fósforo na presente etapa, e não deve ser considerado um parâmetro conclusivo de resultados.

5.4 .2 Ensaio com Flotatestes

Após caracterização do efluente dos reatores UASB, foram realizados os ensaios em Flotatestes com as variações de dosagens de coagulante e polímero natural a base de amido de batata descritas na Tabela 18. Os resultados estão divididos de acordo com a quantidade volumétrica de solução de NaOH aplicada, como explicado em Materiais e Métodos.

5.4.2.1 Ensaio com Flotatestes aplicando 3,0 mL de solução NaOH 50g/L

Os valores de turbidez nas amostras flotadas estão expressos na Tabela 20.

Tabela 20-Valores de turbidez com adição de 3,0mL de NaOH na solução de amido de batata

Concentração de FeCl ₃ (mg/L)	Concentração de Amido de batata (mg/L)	Turbidez (NTU)				pH de coagulação
		Velocidade de 10cm/min	Velocidade de 14cm/min	Velocidade de 20cm/min	Velocidade de 25cm/min	
0	0	30,12	31,68	36,24	41,4	6,82
30	10	20,76	27	54,84	70,08	6,73
45	10	19,8	23,4	68,52	67,68	6,68
60	6	13,56	54,24	67,2	68,4	6,65

Condições de ensaio: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$; $T_{floc} = 20 \text{ min}$; $Psat = 450kPa$ e $R = 20\%$.

Os valores de DQO, SST, e Fósforo obtidos nas amostras flotadas estão expressos na Tabela 21.

Tabela 21-Valores dos físico-químicos obtidos com adição de 3,0mL de NaOH na solução de amido de batata

Concentração de $FeCl_3$ (mg/L)	Concentração de Amido de batata (mg/L)	Velocidade de 14cm/min		
		DQO (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	SST (mg/L)
0	0	122,4	0,68	85
30	10	109,9	0,83	32
45	10	93,9	0,60	33
60	6	151,0	0,27	75

Condições de ensaio: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$; $T_{floc} = 20 \text{ min}$; $Psat = 450kPa$ e $R = 20\%$.

5.4.2.2 Ensaio com Flotatestes aplicando 3,5 mL de solução NaOH 50g/L

Os valores de turbidez nas amostras flotadas estão expressos na Tabela 22.

Tabela 22- Valores de turbidez com adição de 3,5mL de NaOH na solução de amido de batata

Concentração de $FeCl_3$ (mg/L)	Concentração de Amido de batata (mg/L)	Turbidez (NTU)				pH de coagulação
		Velocidade de 10cm/min	Velocidade de 14cm/min	Velocidade de 20cm/min	Velocidade de 25cm/min	
0	0	27,96	30,6	37,08	40,2	6,81
30	10	15,96	29,76	49,68	65,64	6,73
45	10	15,84	28,8	71,16	69,72	6,69
60	6	9,84	48,84	71,52	67,8	6,67

Condições de ensaio: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$; $T_{floc} = 20 \text{ min}$; $Psat = 450kPa$ e $R = 20\%$.

Os valores de DQO, SST, e Fósforo obtidos nas amostras flotadas estão expressos na Tabela 23.

Tabela 23- Valores dos físico-químicos obtidos com adição de 3,5mL de NaOH na solução de amido de batata

Concentração de $FeCl_3$ (mg/L)	Concentração de Amido de batata (mg/L)	Velocidade de 14cm/min		
		DQO (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	SST (mg/L)
0	0	110,3	0,71	131
30	10	90,4	0,68	210
45	10	103,0	0,60	169
60	6	139,5	0,97	109

Condições de ensaio: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$; $T_{floc} = 20 \text{ min}$; $Psat = 450kPa$ e $R = 20\%$.

5.4.2.3 Ensaio com Flotatestes aplicando 4,0 mL de solução NaOH 50g/L

Os valores de turbidez obtidos nas amostras flotadas estão expressos na Tabela

24.

Tabela 24- Valores de turbidez com adição de 4,0mL de NaOH na solução de amido de batata

Concentração de $FeCl_3$ (mg/L)	Concentração de Amido de batata (mg/L)	Turbidez (NTU)				pH de coagulação
		Velocidade de 10cm/min	Velocidade de 14cm/min	Velocidade de 20cm/min	Velocidade de 25cm/min	
0	0	28,68	32,52	36,48	39,24	6,79
30	10	12,36	14,28	36,36	54,72	6,71
45	10	9,6	14,64	58,8	67,32	6,58
60	6	11,52	27,36	82,56	71,4	6,68

Condições de ensaio: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$; $T_{floc} = 20 \text{ min}$; $Psat = 450kPa$ e $R = 20\%$.

Os valores de DQO, SST, e Fósforo obtidos nas amostras flotadas estão expressos na Tabela 25.

Tabela 25- Valores dos físico-químicos obtidos com adição de 4,0mL de NaOH na solução de amido de batata

Concentração de $FeCl_3$ (mg/L)	Concentração de Amido de batata (mg/L)	Velocidade de 14cm/min		
		DQO (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	SST (mg/L)
0	0	129,8	0,76	184
30	10	100,6	0,71	39
45	10	91,0	0,72	119
60	6	106,4	0,94	157

Condições de ensaio: $G_{mr_{FeCl_3}} = 800s^{-1}$; $T_{mr_{FeCl_3}} = 10s$; $G_{mr_{amido}} = 550s^{-1}$; $T_{mr_{amido}} = 10s$; $G_{floc} = 80s^{-1}$; $T_{floc} = 20 \text{ min}$; $Psat = 450kPa$ e $R = 20\%$.

5.4.2.4 Ensaio com Flotatestes aplicando 4,5 mL de solução NaOH 50g/L

Os valores de turbidez obtidos nas amostras flotadas estão expressos na Tabela

26.

Tabela 26- Valores de turbidez com adição de 4,5mL de NaOH na solução de amido de batata

Concentração de FeCl_3 (mg/L)	Concentração de Amido de batata(mg/L)	Turbidez (NTU)				pH de coagulação
		Velocidade de 10cm/min	Velocidade de 14cm/min	Velocidade de 20 cm/min	Velocidade de 25 cm/min	
0	0	27,36	31,56	35,4	40,08	6,75
30	10	10,08	15,72	46,2	61,44	6,75
45	10	14,64	22,44	60,24	62,52	6,76
60	6	10,92	40,44	67,68	69,12	6,69

Condições de ensaio: $G_{\text{mrFeCl}_3} = 800\text{s}^{-1}$; $T_{\text{mrFeCl}_3} = 10\text{s}$; $G_{\text{mramido}} = 550\text{s}^{-1}$; $T_{\text{mramido}} = 10\text{s}$; $G_{\text{floc}} = 80\text{s}^{-1}$;

$T_{\text{floc}} = 20\text{ min}$; $P_{\text{sat}} = 450\text{kPa}$ e $R = 20\%$.

Os valores de DQO, SST, e Fósforo obtidos nas amostras flotadas estão expressos na Tabela 27.

Tabela 27- Valores dos físico-químicos obtidos com adição de 4,5mL de NaOH na solução de amido de batata

Concentração de FeCl_3 (mg/L)	Concentração de Amido de batata (mg/L)	Velocidade de 14cm/min		
		DQO (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	SST (mg/L)
0	0	101,2	0,81	51
30	10	106,6	0,84	150
45	10	99,1	0,65	38
60	6	130,4	0,92	47

Condições de ensaio: $G_{\text{mrFeCl}_3} = 800\text{s}^{-1}$; $T_{\text{mrFeCl}_3} = 10\text{s}$; $G_{\text{mramido}} = 550\text{s}^{-1}$; $T_{\text{mramido}} = 10\text{s}$; $G_{\text{floc}} = 80\text{s}^{-1}$;

$T_{\text{floc}} = 20\text{ min}$; $P_{\text{sat}} = 450\text{kPa}$ e $R = 20\%$.

Analisando as remoções de turbidez obtidas na velocidade de flotação 14 cm/min, optou-se por comparar a influência da quantidade de NaOH nos 2 melhores resultados:

Tabela 28-Concentrações utilizadas para comparação gráfica da Fase 4

Concentrações estudadas na Fase 4	
Concentração de FeCl_3 (mg/L)	Concentração de amido de batata (mg/L)
30	10
45	10

Sendo assim, através dos gráficos 31 e 32, e análise das tabelas deste item, foi realizada comparação das eficiências de remoção dos parâmetros analisados de acordo com a proporção de NaOH na solução de amido de batata.

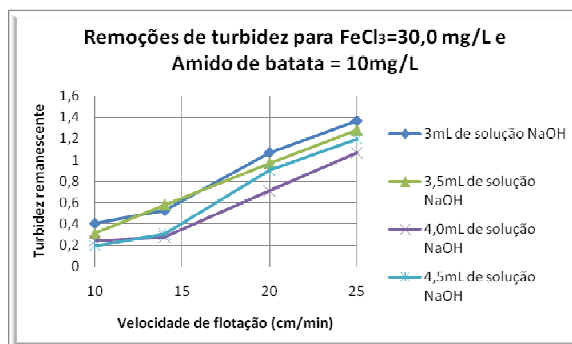


Gráfico 31-Comparação de eficiência em remoções de turbidez (T/T_0) com aplicação de $\text{FeCl}_3=30,0 \text{ mg/L}$ e amido de batata= $10,0 \text{ mg/L}$

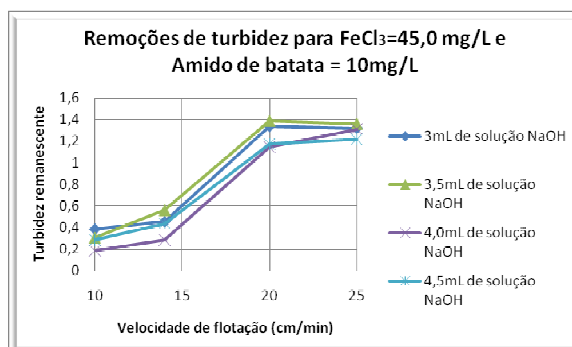


Gráfico 32-Comparação de eficiência em remoções de turbidez (T/T_0) com aplicação de $\text{FeCl}_3=45,0 \text{ mg/L}$ e amido de batata= $10,0 \text{ mg/L}$

Embora a variação das eficiências de remoções dos parâmetros analisados tenha sido pequena, notou-se pelos gráficos 31 e 32, que a remoção de turbidez obteve melhor resultado na proporção 1:5, atualmente utilizada.

Quanto à DQO, notou-se também melhores resultados para proporção de 1:5 (NaOH:amido). Os SST obtiveram melhores resultados na proporção (1:6,6). Já o fósforo obteve ligeira melhora na proporção (1:5,7).

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

No geral, concluiu-se que o polímero natural a base de amido usado como auxiliar de floculação em pós-tratamento de efluente anaeróbico por Flotação por Ar Dissolvido, mostrou melhoras nas remoções dos parâmetros físico-químicos analisados, porém não significativas.

O estudo permitiu concluir que dentre as três fontes de amido estudadas como auxiliares de floculação: batata, milho e araruta, o polímero natural a base de amido de batata mostrou-se o mais eficiente, provavelmente devido ao seu caráter levemente aniônico, atingindo remoções de turbidez de 95%, e 87% de DQO com 30,0mg/L de FeCl_3 e 10,0mg/L de amido de batata. Observou-se também que entre 6,0mg/L e 10mg/L de amido de batata, as remoções não aumentaram significativamente. Porém, as remoções de Abs 254nm, Fósforo total e SST não mostraram melhoras que indicassem vantagem no uso do amido de batata como auxiliar de floculação, visando a flotação.

Notou-se também que, com o uso de amido, as remoções para FeCl_3 igual a 30mg/L e 60mg/L foram semelhantes, com amido de batata igual a 10,0mg/L, e obtiveram remoção de turbidez de 95% e 92% respectivamente; ou seja, houve diminuição da quantidade de coagulante primário requerida.

O uso do polímero natural de amido concomitantemente ao uso de polímero catiônico não apresentou vantagens no que diz respeito ao aumento da eficiência nas remoções dos parâmetros físico-químicos analisados. Houve decréscimo nas remoções de turbidez (antes 95%, com polímero catiônico 40%, para concentração com 30,0mg/L de FeCl_3 e 10,0mg/L de amido de batata) e DQO (antes 88%, com polímero catiônico 60%, para concentração com 30,0mg/L de FeCl_3 e 10,0mg/L de amido de batata), quando comparados às remoções utilizando apenas Cloreto Férrico e amido de batata.

Pelos experimentos, a variação da proporção de NaOH não interferiu significativamente nos resultados. A remoção de turbidez e DQO foi ligeiramente melhor na proporção atual de 1:5 (NaOH:amido), porém a de SST mostrou pequena melhora na proporção de 1:6,6.

Sugerem-se pesquisas mais aprofundadas para entendimento dos mecanismos físico-químicos que ocorrem quando polímero catiônico atua em conjunto com polímero natural a base de amido em tratamento de efluentes com FAD, inclusive com uso de dados de Potencial Zeta e métodos de análise de imagens do contato entre microbolhas e partículas.

Também é sugerido aqui a investigação do aumento da estabilidade da espuma formada após a flotação, com adição de Cloreto Férrico e amido de batata.

Apesar dos resultados de turbidez e DQO convergirem para o uso de 1:5 (NaOH:amido) no preparo da solução de amido, sugerem-se pesquisas futuras neste mesmo campo, porém com variações maiores de tal proporção, e análises de maior quantidade de parâmetros físico-químicos.

7. BIBLIOGRAFIA

ARIANO, G.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 afluyente ao longo do dia.** 2009. 185p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CAMPOS, J. R.; CICERO, O.A.N. Introdução. In: CAMPOS, J.R. et al. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.** Rio de Janeiro/RJ: ABES, 1999. Cap. 1, p. 1-28.

CAMPOS, J.R. et. al. A wastewater treatment plant composed of UASB reactors, activated sludge with DAF and UV disinfection, in series. **Water Science and Technology**, 2007. Disponível em: <<http://www.iwaponline.com/wpt/004/wpt0040008.htm>>. Acesso em: 12 maio, 2010.

_____. **Emprego do amido de batata como auxiliar de floculação de águas de abastecimento.** 1980. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

_____ et al. **Tratamento Físico Químico por Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios.** In: XXV Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. 1996. México.

CHERNICHARO, C.A.L. et al. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. In: CAMPOS, J.R. et al. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.** Rio de Janeiro/RJ: ABES, 1999. Cap. 7, p. 155-197.

_____ et al. Introdução. In: CHERNICHARO, C.A.L. et al. **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios.** Belo Horizonte/MG: [s.n.], 2001. Cap. 1, p. 19-34.

CONAMA (1986). **Resolução n.20/86.** Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente.

COSTA, E.R.H. **Estudo do uso de Polímeros Naturais como auxiliares de floculação com base no diagrama de coagulação do sulfato de alumínio.** 1992. Dissertação

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

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 2. ed. v.1. São Carlos: RiMa, 2005. 792p.

DI BERNARDO, I. **Método e Técnicas de Tratamento de Água**. v.1. Rio de Janeiro: ABES, 1993.

DIBERNARDO, L.; CAMPOS, J.R. **Uso de Polímeros Naturales em El Tratamiento de Agua para Abastecimiento**. Colombia: Ultratextos LTDA, 1991

KATO, M.T. et al. Configurações de Reatores Anaeróbios. In: CAMPOS, J.R. et al. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro/RJ: ABES, 1999. Cap. 3, p. 53-99.

KATO, M.T.; SOBRINHO, P.A. Análise Crítica do Uso do Processo Anaeróbio para o Tratamento de Esgotos Sanitários. In: CAMPOS, J.R. et al. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro/RJ: ABES, 1999. Cap. 12, p. 301-320.

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, 11, 1981, Fortaleza. Anais. Fortaleza. ABES, 1981.

MARINELLI, P.S. et al. **Emprego de amidos de milho catiônico comum e híbrido como auxiliares de coagulação/floculação**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000. Porto Alegre, RS.

_____. **Aplicação de amidos catiônicos de milho como auxiliares de floculação no tratamento de água**. 1999. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia de Materiais) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos/SP.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. 3.ed., Mc Graw Hill. New York: 1991. 1334p.

MORETTI, R.C. **Emprego da Flotação Lamelar de Alta Taxa e Convencional como Pós-tratamento do efluente de Sistema constituído de Reator Anaeróbio seguido de Reator Aeróbio tratando Esgoto Sanitário**. 2005. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos/SP.

PENETRA, R.G. **Pós-tratamento Físico-químico por Flotação de efluentes de Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo**. 1998. 140p. Dissertação (Mestrado em

Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

_____. **Flotação Aplicada ao Pós-tratamento do efluente de Reator Anaeróbio de Leito Expandido tratando esgoto sanitário.** 2003. 288p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

REALI, M.A.P. et al. Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistema de Flotação. In: CHERNICHARO, C.A.L. et al. **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios.** Belo Horizonte/MG: [s.n.], 2001. Cap. 6, p. 333-376.

_____. **Concepção e Avaliação de um Sistema Compacto para Tratamento de Águas de Abastecimento utilizando o Processo de Flotação por Ar Dissolvido e Filtração com Taxa Declinante.** 1991. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SAAE. Site SAAE São Carlos. Disponível em <http://www.saaesaocarlos.com.br/2007/pagina.php?id=3>. Acessado em 20.08.10.

SANTOS, H.R. **Aplicação de coagulantes no afluente de Reator Anaeróbio de Leito Expandido alimentado com Esgoto Sanitário.** 2001. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos/SP.

SARTORI, L. **Influência do uso de Polímeros Sintéticos no desempenho da Flotação por Ar Dissolvido aplicada ao Tratamento de água de Abastecimento.** 1998. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos/SP.

SOUZA, C. R.; ANDRADE, T. C. **Investigação dos processos de gelatinização e extrusão de amido de milho.** Polímeros [online]. 2000, vol.10, n.1, pp. 24-30.

STANDARDS Methods for the examination of water and wastewater. 20th edn. Washington, DC: **American Public Health Association American water works Association**, Water Environment Federation, 1998.