COPPE/UFRJ

AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DO PROCESSO CEPT (*CHEMICALLY ENHANCED PRIMARY TREATMENT*) NO TRATAMENTO PRIMÁRIO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

Iene Christie Figueiredo

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Orientador: Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti

José Paulo Soares de Azevedo

Rio de Janeiro

Março de 2009

AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DO PROCESSO CEPT (*CHEMICALLY ENHANCED PRIMARY TREATMENT*) NO TRATAMENTO PRIMÁRIO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

Iene Christie Figueiredo

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovada por:

_____
Prof. José Paulo Soares de Azevedo, Ph.D.

_____
Profª. Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti, D.Sc.

_____
Prof. Eduardo Pacheco Jordão, Dr.Eng.

_____
Prof. Marcos von Sperling, Ph.D.

_____
Profª. Lídia Yokoyama, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
MARÇO DE 2009

Figueiredo, Iene Christie

Avaliação de Desempenho do Processo CEPT (*Chemically Enhanced Primary Treatment*) no Tratamento Primário de Esgotos Domésticos / Iene Christie Figueiredo. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2009.

X, 125 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti, José Paulo Soares de Azevedo.

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2009.

Referências Bibliográficas: p. 112-117.

1. CEPT. 2. Tratamento de Esgotos. I. Dezotti, Márcia Walquíria de Carvalho *et al.*. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Titulo.

Como, pois, se atreve o homem a destruir, em um momento e sem reflexão, a obra que a natureza formou em séculos, dirigida pelo melhor conselho? Quem o autorizou para renunciar a tantos e tão importantes benefícios? A ignorância, sem dúvida. ...destruir matos virgens, nos quais a natureza nos ofertou com mão pródiga as melhores e mais preciosas madeiras do mundo, além de muitos outros frutos dignos de particular estimação, e sem dúvida, como até agora se tem praticado no Brasil, é extravagância insofrível, crime horrendo e grande insulto feito à mesma natureza. Que defesa produziremos no tribunal da Razão, quando nossos netos nos acusarem de fatos tão culposos?

José Bonifácio de Andrada e Silva, 1821
extraído do livro 'Um Sopro de Destruição', de José Augusto Pádua

Quem muito se evita, se convive.
João Guimarães Rosa, 1956
extraído do livro 'Grande Sertão: Veredas'

À minha família, toda ela, que se aproxima por laços de sangue ou de afeto, não importa, laços eternos e indissolúveis.

AGRADECIMENTOS

À COPPE e a Escola Politécnica da UFRJ, que deram infraestrutura para o desenvolvimento deste trabalho, assim como ao PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico), que financiou as análises laboratoriais realizadas.

Às empresas PANAMERICANA e TANAC que apoiaram esta pesquisa, seja na doação de equipamentos, de produtos ou de experiência, tornando possível a realização da etapa experimental. Deixo meu agradecimento especial às equipes dessas empresas, que se aproximaram como profissionais e que permaneceram como colegas.

Aos meus orientadores Prof. José Paulo Soares de Azevedo, Profª Márcia Dezotti, Prof. Eduardo Pacheco Jordão, por depositarem tamanha confiança no meu trabalho. Agrego a esta equipe o Prof. Isaac Volschan Jr., cujas opiniões sempre pertinentes me fizeram olhar o trabalho sob outra ótica e cujo apoio e incentivo foram fundamentais. Sinto-me presenteada por ter podido compartilhar com vocês tantas experiências.

À equipe do DRHIMA, colegas de trabalho que tornaram este trajeto bem menos espinhoso. Pessoas cuja sabedoria generosa só fizeram aumentar meu prazer em aprender e em ensinar.

Aos que, junto comigo, colocaram de fato a 'mão na massa' nesta empreitada: meninas e menino do LEMA/UFRJ (Cristina, Darlize, Cláudia, Cida e Éder), meninos do CETE (Paulinho e Marcelo). Vocês me provaram que trabalho quando é compartilhado se torna mais leve e mais prazeroso.

PAI, MÃE, Bene, Katy, Clarisa, Dila, Georgia e Flávia, pessoas que nunca deixaram de me incentivar e que, de tanto insistirem, se tornaram as mãos que redigiram este trabalho. A esses tesouros agrego minhas amigas Ana Silvia, Betina, Marta e Muriel, que me ajudaram a fazer do Rio de Janeiro a minha casa.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DO PROCESSO CEPT (*CHEMICALLY ENHANCED PRIMARY TREATMENT*) NO TRATAMENTO PRIMÁRIO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

Iene Christie Figueiredo

Março/2009

Orientadores: Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti
José Paulo Soares de Azevedo

Programa: Engenharia Civil

O presente trabalho teve como principal objetivo avaliar o CEPT como alternativa de baixo custo para tratamento de esgotos domésticos. Para tanto foram realizados testes em bancada (ensaios de jarro) e em campo (unidade piloto e coluna de sedimentação) para verificar o comportamento de diferentes produtos químicos na remoção de matéria orgânica, sólidos e fósforo. Todos os produtos testados apresentaram bom desempenho na remoção de DBO (entre 49 e 63%) e SST (entre 79 e 82%), mesmo sob elevada taxa de aplicação superficial (TAS = 100 m^3/m^2.dia). A remoção de fósforo não foi significativa (entre 23 e 51%), mesmo sob dosagens 100% maiores que as usuais, em função de deficiências físicas da unidade piloto. Para verificar a influência do coagulante sobre a digestão anaeróbia do lodo no CEPT utilizaram-se testes de atividade metanogênica específica (AME). Verificou-se inibição da produção de gás, exceto para o Tanfloc, para os produtos com dosagens superiores a 50% da usual. O trabalho, por fim, destaca as aplicações do CEPT: (a) regiões turísticas e balneárias; (b) estações ligadas a redes coletoras unitárias; (c) ampliação de ETEs existentes; (d) concepções que requeiram menor investimento inicial para ampliação do atendimento, associando o CEPT à estabilização química do lodo.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

PERFORMANCE EVALUATION OF CEPT (*CHEMICALLY ENHANCED PRIMARY TREATMENT*) PROCESS FOR PRIMARY TREATMENT OF DOMESTIC EFFLUENT

Iene Christie Figueiredo

March/2009

Advisors: Márcia Walquíria de Carvalho Dezotti
José Paulo Soares de Azevedo

Department: Civil Engineering

The main objective of this work was to evaluate the CEPT as a low cost alternative for domestic effluent treatment. Bench (jar test) and field tests were carried out (pilot plant and settling column) to verify the performance of different chemical products for removal of organic matter, solids and phosphorus. All products tested presented a good performance in BOD (49 - 63% range) and TSS (79 - 82% range) removal, even when a high surface hydraulic rate (HSR ≥ 80 m^3/m^2.day) was applied. Phosphorus removal was not significant (23 - 51% range), even when dosages of chemicals were 100% higher than the usual concentrations, probably due to the limitations of the pilot plant. Methanogenic activity tests were used to verify the influence of coagulant in anaerobic digestion of sludge. It was observed an inhibition of gas production when a dosage of chemicals was higher than 50% of the usual concentrations, except to Tanfloc. Finally, this work emphasizes some applications of CEPT: (a) touristic areas and balnearies; (b) WWTP of sewerage combined systems; (c) expansion of existing WWTP; (d) concepts that require minimal investment for expansion, associating the CEPT with a chemical stabilization of the produced sludge.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 1

2. OBJETIVOS 5

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 6

3.1. COMPOSIÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO 7

3.2. TEORIA DA COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO 14

3.2.1. Propriedades dos Colóides 14

3.2.2. Coagulação 18

3.2.3. Floculação 23

3.2.4. Produtos Químicos 26

3.2.5. Sedimentação 32

3.3. TECNOLOGIAS APLICADAS AO TRATAMENTO PRIMÁRIO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS 36

3.3.1. Decantação Primária Convencional - DPC 36

3.3.2. Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente - UASB 38

3.3.3. Tratamento Primário Quimicamente Assistido – CEPT 40

3.4. REMOÇÃO DE FÓSFORO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS 42

3.5. LODOS DE ESGOTOS SANITÁRIOS 47

3.5.1. Aspectos Teóricos 47

3.5.2. Lodo Produzido no Tratamento Primário 50

3.5.3. Estabilização do Lodo 55

3.6. TECNOLOGIA CEPT – PANORAMA ATUAL 56

3.6.1. Tecnologia CEPT no Brasil 59

3.6.2. Custos de Implantação, Operação e Manutenção do CEPT 61

4. METODOLOGIA 65

4.1. ENSAIOS EM BANCADA 65

4.1.1. Testes de Jarro (*Jar Test*) 65

4.1.2. Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) 66
4.2. ENSAIOS EM CAMPO 70
4.2.2. Operação em Fluxo Contínuo 71
4.2.3. Ensaios em Coluna de Sedimentação 73
4.3. METODOLOGIAS ANALÍTICAS 74
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 78
5.1. SELEÇÃO DE PRODUTOS QUÍMICOS – ENSAIOS DE BANCADA 78
5.1.1. Determinação das Dosagens dos Produtos Químicos 78
5.1.2. Avaliação do pH do Meio 81
5.1.3. Seleção de Produtos Químicos - Conclusões 83
5.2. REMOÇÃO DE SÓLIDOS E MATÉRIA ORGÂNICA – ENSAIOS DE CAMPO 84
5.2.1. Cloreto Férrico – $FeCl_3$ 85
5.2.2. Panfloc TE 87
5.2.3. Tanfloc 88
5.2.4. Cloreto Férrico associado a Polímero Catiônico 90
5.2.5. Remoção de Sólidos e de Matéria Orgânica – Conclusões 91
5.3. REMOÇÃO DE FÓSFORO 94
5.3.3. Remoção de Fósforo – Conclusões 97
5.4. LODO PRODUZIDO NO CEPT 98
5.4.1. Testes de Atividade Metanogênica Específica - AME 99
5.4.3. Lodo Produzido no CEPT - Conclusões 102
5.5. ANÁLISE CRÍTICA SOBRE O EMPREGO DO CEPT 103
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 107
6.1. CONCLUSÕES 107
6.2. RECOMENDAÇÕES 110
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 112
ANEXO I - Ensaio de Jarro 118
ANEXO II - Ensaio em Coluna de Sedimentação 122

CAPÍTULO 01

1. INTRODUÇÃO

O rápido crescimento populacional nas áreas urbanas, não acompanhado por investimentos no setor de saneamento, tem se apresentado como um dos principais fatores de risco para a qualidade ambiental. Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2006) apontam para índices médios nacionais de atendimento urbano reduzidos no que se refere ao esgotamento sanitário: 48,3% de coleta e 32,2% de tratamento de esgotos domésticos. Na região Sudeste observa-se um contraste ao se comparar o índice de coleta de esgotos (69,6%) e o de tratamento destes efluentes (33,7%). Neste caso, o investimento ainda não alcança a fase final do sistema de esgotamento sanitário, implicando no possível agravamento dos problemas de contaminação dos corpos d'água receptores devido à elevação da carga de lançamento pontual de contaminantes sem qualquer tratamento prévio.

O adensamento populacional também impõe às estações de tratamento de esgotos existentes uma sobrecarga afluente que, em muitos casos, não é assimilável por essas unidades. Associada a essa questão, destaca-se a evolução dos padrões ambientais nacional e estaduais que se apresentam cada vez mais restritivos e abrangentes. A garantia de qualidade do efluente tratado de acordo com os requisitos legais requer assim adequações no processo de tratamento e/ou ampliação dessas estações.

O cenário aponta para a necessidade de planejamento da prestação dos serviços de saneamento com visão de longo prazo, mas exige soluções imediatas de baixo custo de investimento para minimização do impacto ambiental. Dentro deste enfoque destacam-se o emprego de sistemas compactos de tratamento, que podem estar associados à descentralização dos sistemas de esgotamento sanitário, e de tratamento primário avançado.

O tratamento primário avançado ou quimicamente assistido, usualmente conhecido como CEPT (*Chemically Enhanced Primary Treatment*), se baseia no emprego de produtos químicos com o objetivo de melhorar o desempenho das unidades primárias de sedimentação. Tal opção tecnológica permite a implantação por etapas dos diferentes graus de tratamento de uma estação de tratamento de esgotos (ETE), reduzindo os custos iniciais e minimizando, numa primeira fase, os efeitos da poluição das águas. O CEPT proporciona estabilidade operacional para ETEs existentes quando essas são submetidas a uma elevada variação de carga, seja por aumento da população contribuinte residente ou flutuante, sem requerer ampliação das unidades de tratamento secundário (JORDÃO & PESSÔA, 2005). Destaca-se ainda seu bom desempenho na remoção de sólidos em suspensão (até 90%), matéria orgânica (até 80%) e fósforo (até 90%), reduzindo assim o custo de implantação do tratamento secundário.

No Rio de Janeiro foi sancionada em 1996 a Lei nº2661 (alterada pela Lei nº4692/2005) que estabelece como obrigatório o tratamento primário completo dos esgotos sanitários a serem lançados em corpos d'água estaduais e estabelecendo uma eficiência mínima de remoção de matéria orgânica entre 30 e 40%. Tomando como base essa referência legal, alguns sistemas adotaram a tecnologia CEPT com o objetivo de minimizar em curto prazo a contaminação dos cursos d'água. Na Região dos Lagos/RJ, duas estações foram implantadas segundo esta concepção. A instalação da ETE de Cabo Frio possibilitou a diminuição da poluição afluente à Lagoa de Araruama, contribuindo para a melhoria de sua qualidade. Esta estação prevê ampliação futura contemplando a etapa de tratamento secundário. Em Armação de Búzios, a estação de tratamento utiliza o processo de lodos ativados convencional associado ao CEPT, cuja operação é intermitente e acionada nos períodos de grande afluxo de pessoas neste balneário. Nessas condições, o tratamento primário avançado reduz os efeitos da elevada variação de carga orgânica aplicada no tratamento secundário.

Na Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ) duas estações de tratamento (Sarapuí e Pavuna) que compõem o Programa de Despoluição da Baía de Guanabara (PDBG) também utilizam o tratamento primário avançado seguido de lodos ativados. No entanto, essas unidades ainda operam com cargas afluentes muito reduzidas em função da implantação inconclusa das redes de esgotamento sanitário contribuintes a essas estações. O CEPT também é utilizado na ETE Icaraí, município de Niterói/RJ, para pré-tratar esgotos sanitários a serem lançados em emissário submarino.

Existem outras estações do tipo CEPT em operação no Brasil, tais como: ETE Sobradinho/DF, ETE Goiânia/GO, ETE Riviera de São Lourenço – Bertioga/SP. Nesta última destaca-se a operação intermitente do CEPT, similar à ETE Búzios, associado a um conjunto de lagoas de estabilização.

A tecnologia CEPT apresenta também bom desempenho na remoção de fósforo, contaminante cujas concentrações totais permitidas nos corpos d'água doce não ultrapassam 0,15 mg/L (Resolução CONAMA 357/2005). A NT 202 da FEEMA/RJ estabelece limite máximo de lançamento de 1,0 mg/L para fósforo total quando o efluente tratado for lançado em trechos contribuintes a lagoas. Esses padrões não são alcançados pelos processos convencionais de tratamento biológico de esgotos, seja aeróbio ou anaeróbio. Neste caso, o CEPT apresenta-se como uma solução simples para remoção deste nutriente, sabidamente limitante para o crescimento de algas e cujo controle inibe o processo de eutrofização de corpos d'água lênticos.

A utilização do CEPT ainda esbarra em alguns problemas, tais como: (a) custo adicional na sua operação decorrente da aquisição de produtos químicos; (b) dificuldades em produzir um efluente dentro dos padrões estabelecidos pela legislação ambiental, requerendo para tanto tratamento complementar e (c) geração de lodo não estabilizado em maior quantidade. Assim, estudos devem ser conduzidos no sentido de minimizar o consumo de produtos químicos, elevar as taxas de aplicação superficial de esgoto sem alterar a qualidade do efluente tratado, adequar o processo para a remoção de fósforo e avaliar o adequado manejo do lodo produzido.

Diante dos aspectos aqui levantados, este trabalho pretende avaliar a implementação do CEPT como alternativa de baixo custo para o tratamento de esgotos domésticos. Com este enfoque, apresentam-se no Capítulo 02 os objetivos que nortearam o desenvolvimento desta pesquisa.

No Capítulo 03 apresenta-se a revisão bibliográfica, enfatizando os mecanismos físico-químicos que envolvem a coagulação, floculação e sedimentação de esgotos domésticos. Aspectos operacionais e de projeto relacionados aos processos de tratamento primário (decantação primária convencional, UASB e CEPT) são discutidos neste capítulo, assim como o adequado manejo do lodo produzido nesses sistemas. Por fim, o capítulo dedica-se ao apanhado de informações disponíveis na literatura sobre a tecnologia CEPT, seu desempenho, resíduos gerados, custos estimados, entre outros.

A metodologia experimental empregada no trabalho encontra-se descrita no Capítulo 04. Neste item são indicados os procedimentos adotados nos ensaios de

laboratório e em campo. As duas etapas experimentais foram conduzidas com o objetivo de: (a) determinar os produtos químicos e respectivas dosagens adequadas à remoção de sólidos e matéria orgânica; (b) avaliar o desempenho do CEPT, utilizando coluna de sedimentação e operação em fluxo contínuo, na remoção de sólidos, matéria orgânica e fósforo; (c) avaliar o impacto dos diferentes produtos químicos utilizados nesta pesquisa sobre a digestão do lodo, utilizando como ferramenta o teste de atividade metanogênica específica (AME).

O Capítulo 05 apresenta os resultados obtidos neste trabalho, devidamente discutidos à luz da literatura pesquisada. Por fim apresentam-se as Conclusões e Recomendações formuladas neste trabalho, seguida das Referências Bibliográficas (Capítulo 06).

CAPÍTULO 02

2. OBJETIVOS

Define-se como objetivo geral deste trabalho estudar o CEPT como alternativa no tratamento de esgotos domésticos.

Para tanto, este trabalho se dividiu nos seguintes objetivos específicos:

1. Avaliar em laboratório, com auxílio do Teste de Jarro, os coagulantes e floculantes ideais no tratamento de esgotos domésticos e suas respectivas dosagens de referência.

2. Avaliar o desempenho do CEPT, operando em fluxo contínuo, na remoção de sólidos e matéria orgânica, sob diferentes taxas de aplicação superficial no decantador.

3. Avaliar o desempenho do CEPT na remoção de fósforo aplicando-se dosagens superiores de produtos químicos, operando sob a taxa de aplicação superficial ideal determinada no item anterior.Analisar criticamente o emprego do CEPT como opção tecnológica de tratamento de esgotos sanitários.

CAPÍTULO 03

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O princípio de tratamento do CEPT é muito semelhante ao utilizado na potabilização de água contemplando as etapas de coagulação, floculação e sedimentação. A coagulação consiste em adicionar sais metálicos ou polímeros de elevada cadeia molecular no esgoto. Essa etapa considera as forças eletrostáticas das partículas e depende do ajuste da dosagem do produto químico e sua adequada aplicação no esgoto para ser efetiva.

Na floculação observa-se a formação dos flocos, que são aglomerações de sólidos em suspensão e coloidais coagulados. A eficiência dessa etapa de tratamento depende da adequada variação do gradiente de velocidade da mistura e pode ser otimizada com a utilização de floculantes. Em geral, as estações cuja concepção original prevê o CEPT se apropriam da caixa de areia aerada como uma unidade de floculação, dispensando o emprego de floculadores.

A sedimentação é um processo físico e dinâmico de separação de partículas existentes numa massa líquida por ação da gravidade. Ao acumularem-se no fundo dos decantadores, os sólidos passam a compor o lodo que deverá ser periodicamente removido e adequadamente tratado para posterior disposição.

Os próximos itens desta revisão abordam as características dos esgotos sanitários, os mecanismos físico-químicos que interferem no tratamento quimicamente assistido, as tecnologias empregadas no tratamento primário de esgotos domésticos, as considerações sobre o adequado manejo do lodo produzido nestes processos e um panorama atual a respeito do emprego da tecnologia CEPT.

3.1. COMPOSIÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO

Neste item buscou-se rever de maneira breve as características importantes dos esgotos sanitários quando se emprega o CEPT como tecnologia de tratamento.

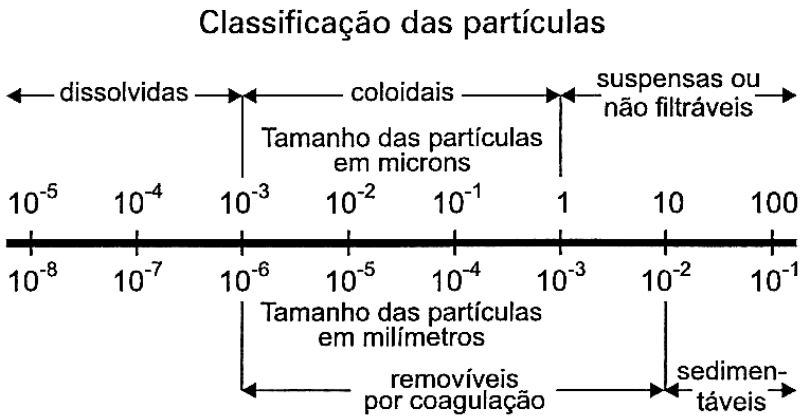
A) Sólidos

É usual relacionar os contaminantes da água, excetuando-se os gases dissolvidos, com a presença de sólidos. Sua classificação leva em consideração características físicas e químicas, discutidas a seguir.

A.1) Características Físicas

As características físicas dos sólidos resumem-se na sua classificação por tamanho. A metodologia de classificação utiliza como referência a filtração da amostra em papel de filtro com dimensão dos poros de 0,4 μm. As partículas que passam pelo filtro são classificadas como sólidos dissolvidos ou sólidos filtráveis. Aquelas que ficam retidas nessa membrana são definidas como sólidos suspensos (SS) ou não filtráveis. Numa faixa intermediária de tamanho situam-se os sólidos coloidais (SC). Esses sólidos, em função da metodologia de classificação adotada, enquadram-se em sua maioria na faixa dos sólidos dissolvidos (SD). A classificação por tamanho das partículas presentes na água encontra-se ilustrada na Figura 3.1.

A dificuldade de remoção física dessas partículas se deve ao seu tamanho diminuto. Os sólidos em suspensão (diâmetro médio superior a 1 μm) podem ser removidos por sedimentação. As partículas coloidais (diâmetro entre 1 ηm e 1 μm) requerem o emprego da coagulação e floculação anterior à separação. Já os sólidos dissolvidos, cujo tamanho é inferior a 1 ηm, são estáveis e se apresentam como cargas elétricas dispersas. Essas partículas são removidas por processos específicos como, por exemplo, filtração em membranas semipermeáveis e troca iônica (PIVELI & KATO, 2005).



Fonte: PIVELI & KATO (2005)

Figura 3.1: Classificação por tamanho das partículas presentes na água e em esgotos domésticos

A.2) Características Químicas

A determinação das características químicas de um efluente permite estimar a quantidade de material orgânico que o compõe. Essa estimativa é possível em função da sua relação direta com a fração volátil dos sólidos, determinada pela quantidade de material queimado após a calcinação da amostra analisada. O material que resiste à queima, apresentado na forma de cinzas, caracteriza a fração inerte e pode ser relacionada à matéria inorgânica ou mineral (VON SPERLING, 2005). O conhecimento das frações volátil e fixa dos sólidos apresenta-se como importante parâmetro na avaliação do adequado manejo do lodo produzido no processo CEPT, orientando a adoção da técnica de estabilização - biológica ou química - deste resíduo.

Na classificação aproximada de sólidos do esgoto bruto considera-se que os sólidos em suspensão representam uma parcela de cerca de 35% dos sólidos totais (ST). Desta fração, 5% são classificados como material inerte ou fixo e 30% como material biodegradável ou volátil. Os sólidos dissolvidos correspondem a aproximadamente 65% dos ST, assim distribuídos: 40% de sólidos fixos e 25% de sólidos voláteis. Observa-se ainda que cerca de 45% dos ST são classificados como inertes e 55% como voláteis (VON SPERLING, 2005).

Segundo METCALF & EDDY (1991), cerca de 10% dos sólidos classificados como dissolvidos pelo método padrão de análise são, na verdade, sólidos coloidais e, em quase sua totalidade (80%), biodegradáveis. Face essas considerações pode-se estimar que 42% dos sólidos totais, equivalentes à composição dos sólidos suspensos e coloidais, estão sujeitos à remoção por processos físico-químicos.

B) Matéria Orgânica

A determinação da matéria orgânica apresenta grande importância no controle de poluição hídrica, uma vez que sua presença num corpo d'água implica em consumo de oxigênio dissolvido no meio pelos processos metabólicos de degradação. Segundo JORDÃO E PESSÔA (2005), os grupos de substâncias orgânicas presentes nos esgotos são compostos principalmente de:

- ✓ Proteínas (40 a 60%): são os principais constituintes do organismo animal, estruturalmente complexos e instáveis, sujeitos a diversas formas de decomposição. As proteínas contêm carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio.
- ✓ Carboidratos (25 a 50%): são constituídos por carbono, hidrogênio e oxigênio, tendo prioridade na decomposição pela ação das bactérias. Quando na forma de açúcares, produzem gás carbônico e álcool ao se decomporem por ação das enzimas. Na forma de amidos, compostos mais estáveis, são convertidos em açúcar pela atividade microbiana.
- ✓ Óleos e Graxas (10%): apresentam-se na forma líquida (óleos) ou sólida (graxas). São constituídos por carbono, hidrogênio e oxigênio em proporções variáveis. Sua presença no esgoto pode interferir e inibir os processos biológicos de tratamento.
- ✓ Em menores concentrações encontram-se detergentes, fenóis, pesticidas, entre outros.

Nos esgotos domésticos observa-se que cerca de 85% dos sólidos em suspensão e 40% dos sólidos dissolvidos são de natureza orgânica. Essa composição fez com que, inicialmente, a análise gravimétrica dos sólidos fosse utilizada na quantificação da matéria orgânica presente nas águas (PIVELI & KATO, 2005). Todavia, dada sua imprecisão, métodos indiretos passaram a ser utilizados como parâmetros de referência: a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO). Ambos os testes medem a demanda de oxigênio utilizado na degradação dos compostos orgânicos por via bioquímica (DBO) - realizada pelos microrganismos - e por via química (DQO) - através da adição de forte oxidante na amostra.

C) Fósforo

A importância do fósforo (P) quando se avalia a poluição das águas deve-se ao fato desse composto ser um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica e para o

desenvolvimento das algas, favorecendo ao processo de eutrofização em corpos d'água com características lênticas.

O fósforo nos esgotos domésticos se apresenta como fosfato nas formas orgânica, combinada à matéria orgânica (proteínas e aminoácidos), e inorgânica, como ortofosfatos e polifosfatos. Sua classificação pode considerar ainda seu tamanho e é assim definida: (a) fósforo solúvel, cuja forma é predominantemente inorgânica; (b) fósforo particulado, cuja totalidade está na forma orgânica.

O fósforo orgânico, tipicamente encontrado em águas residuárias, é convertido a fósforo solúvel nos processos de tratamento de esgotos (METCALF & EDDY, 1991). Já o fósforo solúvel contém em sua composição química apenas um átomo de fósforo (ortofosfatos), apresentando-se disponível para o metabolismo biológico sem requerer conversões anteriores para formas mais simples (YOSHIDA, 2005). Os polifosfatos se convertem lentamente a ortofosfatos por hidrólise. Sua presença nos esgotos sanitários tem como principal fonte os detergentes superfosfatados.

D) Microrganismos

Os organismos patogênicos presentes na água e nos efluentes líquidos podem ser associados às partículas em suspensão e coloidais, responsáveis pela turbidez, utilizando-as como substrato e proteção. A redução desses constituintes permite a remoção de patogênicos, além de alguns compostos orgânicos. Segundo ADIN & ASANO (1998) os processos de coagulação e floculação têm se mostrado efetivos na remoção de vírus em esgotos.

Como principais organismos presentes nos esgotos domésticos encontram-se as bactérias, os fungos, os protozoários, os vírus, as algas, etc. Responsáveis pela degradação biológica da matéria orgânica, as bactérias são consideradas o grupo de organismos mais importante quando se trata de tratamento biológico dos esgotos sanitários. Algumas bactérias de origem fecal, dada sua presença em grande quantidade nas fezes de animais de sangue quente, são utilizadas como indicadores de poluição.

Dentre os principais grupos de organismos associados à saúde pública e usualmente investigados pela engenharia sanitária destacam-se:

D.1) Coliformes Totais (CT)

Este grupo de bactérias está relacionado a águas e solos poluídos e não poluídos, assim como fezes de animais de sangue quente. Não há como quantificar a relação entre CT e microrganismos patogênicos, dificultando seu emprego na avaliação da qualidade de águas superficiais (VON SPERLING, 2005). Assim, sua utilização como indicador de contaminação passa a ter relevância no controle de qualidade da água de abastecimento.

D.2) Coliformes Termotolerantes

Os coliformes termotolerantes pertencem ao grupo CT e abrangem os coliformes fecais (CF) e, em menor número, bactérias de vida livre de origem não fecal. Para se garantir que uma contaminação é de origem exclusivamente fecal deve-se identificar a presença de *Escherichia coli*, bactéria característica do trato intestinal de animais de sangue quente.

D.3) Vírus

Os vírus são constituídos pela associação de material genético (DNA ou RNA). Eles invadem o interior da célula e alteram sua atividade funcional para se reproduzirem. Quando infectadas as células morrem, disponibilizando grande número de vírus capazes de infectarem novas células. Alguns vírus são excretados pelo homem, possuem boa resistência em condições ambientais adversas e requerem pequeno número de organismos para causarem infecção em um adulto. Os vírus não têm capacidade de síntese de novos compostos.

D.4) Helmintos

São parasitas cujos ovos presentes nos esgotos domésticos se acumulam usualmente no lodo das ETEs. Podem assim se manter, de maneira encapsulada, por meses, com elevado potencial de contaminação de alimentos, água e solo. Sua determinação se apresenta como um importante parâmetro de controle da qualidade da água ou esgoto a ser aplicado em irrigação, garantindo condições sanitárias para o lavrador que manuseia esta água e para o consumidor que ingere os produtos oriundos dessas plantações. Os ovos de helmintos podem ser removidos por sedimentação ou filtração, e sua viabilidade pode ser limitada com o emprego de processos de desinfecção (VON SPERLING, 2005).

D.5) Protozoários

São parasitas típicos de regiões deficientes de serviços de saneamento, cujos cistos são característicos de fezes humanas. As espécies mais comuns são *Giardia lamblia*, *Entamoeba histolytica* e *Cryptosporidia spp*. Apesar de serem mais resistentes que bactérias e vírus à ação de desinfetantes, os protozoários apresentam tamanho e densidade que favorecem a remoção por processos físicos. Desempenham importante papel nos processos biológicos de tratamento sendo, responsáveis pelo adequado equilíbrio entre os diferentes grupos de microrganismos já que se alimentam de bactérias, algas e outros microrganismos.

A interação entre microrganismos e matéria orgânica favorece a formação de flocos, já que as reações metabólicas de degradação produzem polímeros extracelulares, responsáveis pelo que se denomina 'floculação biológica' (PIVELI & KATO, 2005). As bactérias têm como característica a aglomeração em flocos, biofilmes ou grânulos. O crescimento disperso destes flocos favorece não só a degradação da matéria orgânica, mas também a remoção dessas estruturas por sedimentação. Neste caso, a floculação é decorrente de processos naturais observados no tratamento biológico (VON SPERLING, 1996).

No caso de estações de tratamento de esgotos, cuja origem do esgoto afluente é sabidamente fecal, devem-se utilizar adequadamente as análises microbiológicas para avaliar o desempenho dos processos de tratamento. O grupo coliforme, cujos mecanismos de remoção são similares àqueles aplicados aos vírus, pode ser utilizado como indicador de eficiência no controle de patógenos. No entanto, a determinação desses organismos não pode ser estendida aos cistos de protozoários e ovos de helmintos, cujos mecanismos de remoção são físicos e diferentes daqueles aplicados às bactérias e vírus.

Alguns outros parâmetros de qualidade da água, dentre eles a cor e a turbidez, são utilizados para caracterizar fisicamente os esgotos, mas que também estão associados às suas características químicas e microbiológicas. A cor está associada à redução da intensidade da luz que atravessa a amostra em função da presença de sólidos dissolvidos. A cor do esgoto doméstico tem como uma de suas principais fontes a decomposição da matéria orgânica. A turbidez se apresenta como a interferência à passagem da luz por refração devido à presença de sólidos em suspensão e pode ser correlacionada com os microrganismos, algas ou partículas inorgânicas. Em se tratando de esgotos sanitários, dá-se preferência à avaliação gravimétrica dos sólidos em função da sua elevada concentração, tomando as

análises de cor e de turbidez como referências auxiliares em função da imprecisão de suas técnicas analíticas (PIVELI & KATO, 2005).

O bom desempenho do tratamento primário avançado, enquanto operação unitária, não pode comprometer o tratamento secundário subseqüente. Para tanto, o efluente do CEPT deve conter microrganismos, matéria orgânica e nutrientes em quantidades e proporções adequadas para garantir o crescimento celular e as reações metabólicas esperadas no reator biológico.

Considerando os parâmetros discutidos neste capítulo, a Tabela 3.1 resume os desempenhos esperados de alguns processos de tratamento na remoção dos constituintes: DQO, DBO, sólidos suspensos (SS), fósforo total (Pt) e coliformes fecais (CF), este último apresentado em unidade logarítmica.

Tabela 3.1: Faixas de desempenho esperadas para os sistemas de tratamento de esgotos sanitários na remoção de contaminantes.

SISTEMA DE TRATAMENTO	EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO				
	DBO (%)	DQO (%)	SS (%)	Pt (%)	CF (log)
Primário Convencional (DPC)	30 - 35	25 - 35	55 - 65	< 35	< 1
Primário Avançado (CEPT)	45 - 80	55 - 75	60 - 90	75 - 90	≈ 1
UASB	60 - 75	55 - 70	65 - 80	< 35	≈ 1
Filtro Biológico (alta carga)	80 - 90	70 - 87	87 - 93	< 35	1 - 2
UASB + Filtro Biológico	80 - 93	73 - 88	87 - 93	< 35	1 – 2
UASB + Lodos Ativados	83 - 93	75 - 88	87 - 93	< 35	1 – 2
Lagoa Facultativa	75 - 85	65 - 80	70 - 80	< 35	1 - 2
Lagoa Aerada + Sedimentação	75 - 85	65 - 80	80 - 87	< 30	1 - 2
Lodos Ativados (convencional)	85 - 93	80 - 90	87 - 93	< 35	1 - 2
Lodos Ativados (aeração prolongada)	90 - 97	83 – 93	87 - 93	< 35	1 – 2
Lodos Ativados (remoção biológica de P)	85 - 93	80 - 90	87 - 93	75 - 88	1 - 2
Lodos Ativados + Filtração Terciária	93 - 98	90 - 95	93 - 97	50 - 60	3 - 5

Fonte: adaptado de VON SPERLING (2005).

O CEPT apresenta desempenho superior à decantação primária convencional e similar ao UASB na remoção de matéria orgânica e sólidos. O tratamento primário quimicamente assistido destaca-se na boa performance esperada para remoção de fósforo, equiparada apenas aos processos biológicos adaptados para essa função. A Tabela 3.1 evidencia a necessidade de implantação de processos aeróbios para se obter a adequada remoção de matéria orgânica dos esgotos domésticos.

3.2. TEORIA DA COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO

Os mecanismos de coagulação e floculação condicionam as impurezas que se encontram em suspensão e em estado coloidal na massa líquida para que sejam removidas por processos de tratamento físicos subseqüentes, tais como sedimentação, flotação e filtração. Para melhor compreensão desses mecanismos torna-se então fundamental o conhecimento das propriedades das partículas coloidais. As informações apresentadas a seguir tomam por referência básica PIVELI & KATO (2005).

3.2.1. Propriedades dos Colóides

A) Classificação dos Colóides

Os colóides podem ser classificados como:

A.1) Hidrófilos

Colóides hidrófilos são aqueles caracterizados por sua afinidade com a água devido à presença de alguns grupos polares (OH, COOH, NH_2 e outros), aos quais pertencem graxas, óleos, sabões e detergentes. Essa afinidade permite a formação uma fina película de água fortemente aderida à superfície das partículas. A presença dessa camada, conhecida como camada de solvatação, dificulta o processo de aglutinação dos sólidos.

A.2) Hidrófobos

A fase dispersa se constitui de material insolúvel em água. A inexistência da camada de solvatação nos colóides hidrófobos, que dificulta a desestabilização dessas partículas, favorece a floculação. Em geral, os colóides hidrófobos se apresentam em maior quantidade nas águas, criando condições apropriadas para a realização dos processos físico-químicos de tratamento.

B) Tamanho das Partículas

Como visto no item 3.1, os colóides encontram-se na faixa de tamanho entre 1 ηm e 1 μm. Mesmo pequenos, estes colóides dificultam a passagem da luz provocando a difração dos raios. Este conceito, conhecido como efeito Tyndall, se assemelha ao da turbidez, cuja interferência passagem da luz é causada por partículas suspensas de maior dimensão. Deste modo, os sólidos coloidais podem ser

detectados, em muitos casos, pela medida de turbidez da amostra. Em outras situações, suas características são similares aos sólidos dissolvidos, com conseqüente relação à medida de cor da amostra.

C) Superfície Específica e Adsorção Superficial

A superfície específica dos colóides, dada pela razão entre a área e o volume da partícula, é elevada em função do seu tamanho diminuto. Essa característica aumenta a probabilidade da ocorrência de reações em sua camada superficial.

Por também apresentar elevada área superficial, as partículas coloidais têm uma grande capacidade de adsorção. A adsorção seletiva de íons pelos colóides pode dificultar a floculação já que a estabilidade eletrostática, caracterizada pela semelhança das cargas elétricas na superfície das partículas, os mantém dispersos no meio.

D) Movimento Browniano

O movimento Browniano é resultante do choque das moléculas de água, que permanecem em constante estado de vibração, com as partículas coloidais. Em função dessas colisões as partículas assumem movimentos aleatórios, que podem ser favoráveis ao processo de floculação.

E) Propriedades Eletrocinéticas

Os colóides hidrófilos apresentam carga elétrica resultante da adsorção preferencial de íons dispersos no meio aquoso. Esses íons são provenientes da dissociação de grupos polares ácidos (COOH), que produzem carga elétrica negativa, ou básicos (NH_2), cuja carga gerada é positiva. Desta forma, considera-se que a carga elétrica das partículas hidrófilas pode ser invertida em função da variação de pH do meio (SILVA, 1999).

As partículas coloidais, quando dispersas em águas cujo pH se encontra entre 5 e 10, são carregadas eletricamente apresentando um saldo de carga negativa. Essa propriedade, associada à sua elevada superfície específica, permite a adsorção seletiva de íons pelos colóides, conceito fundamental para o processo de neutralização destes.

F) Dupla Camada ou Dupla Capa

A Dupla Camada ou Dupla Capa pode ser explicada pela teoria proposta por Gouy e Stern. Essa teoria considera que um colóide carregado eletricamente, quando em contato com um líquido que contenha íons dissolvidos, terá um acúmulo de cargas opostas em sua parede formando um campo eletrostático ao redor da partícula de sinal contrário ao da sua superfície. Essa camada, denominada Camada Compacta ou Camada de Stern, apresenta como característica a forte atração entre a partícula e os íons ali situados (AZEVEDO NETTO *et al.*, 1976).

Afastando-se da superfície do colóide a quantidade de íons de cargas opostas tende a se igualar em busca do equilíbrio eletrostático com conseqüente redução da intensidade do campo elétrico, caracterizando a Camada Difusa. O limite entre a camada difusa e a camada compacta é chamado de Plano de Cisalhamento. Este plano define a superfície de separação da partícula e o meio disperso. A configuração do colóide proposta por esta teoria faz com que a interação entre os campos eletrostáticos de duas partículas resulte em forças de repulsão que dificultam a coagulação.

Para que o coagulante consiga romper a dupla capa e efetivamente neutralizar a partícula torna-se fundamental adicionar o produto químico ao esgoto em ponto de intensa agitação.

G) Potencial Zeta

O potencial Zeta apresenta-se como a medida de potencial manifestado no plano de cisalhamento, correspondente ao potencial das cargas que se situam neste plano, indicando a magnitude das suas interações repulsivas. Também pode ser definido como a energia requerida para que se traga uma carga unitária até o plano de cisalhamento. O potencial Zeta é um parâmetro utilizado para avaliar a estabilidade de um sistema coloidal e, conseqüentemente, a sua capacidade de floculação. Sua medida será então função da carga e da extensão da camada difusa, e pode ser quantificada a partir da Equação 3.1 (PIVELI & KATO, 2005).

$$Z = \frac{(4.\pi.d.q)}{D} \qquad \textbf{Equação 3.1}$$

Onde,

Z – potencial Zeta;

d – espessura da zona de influência da carga da partícula;

q – carga da partícula;
D – constante dielétrica do líquido.

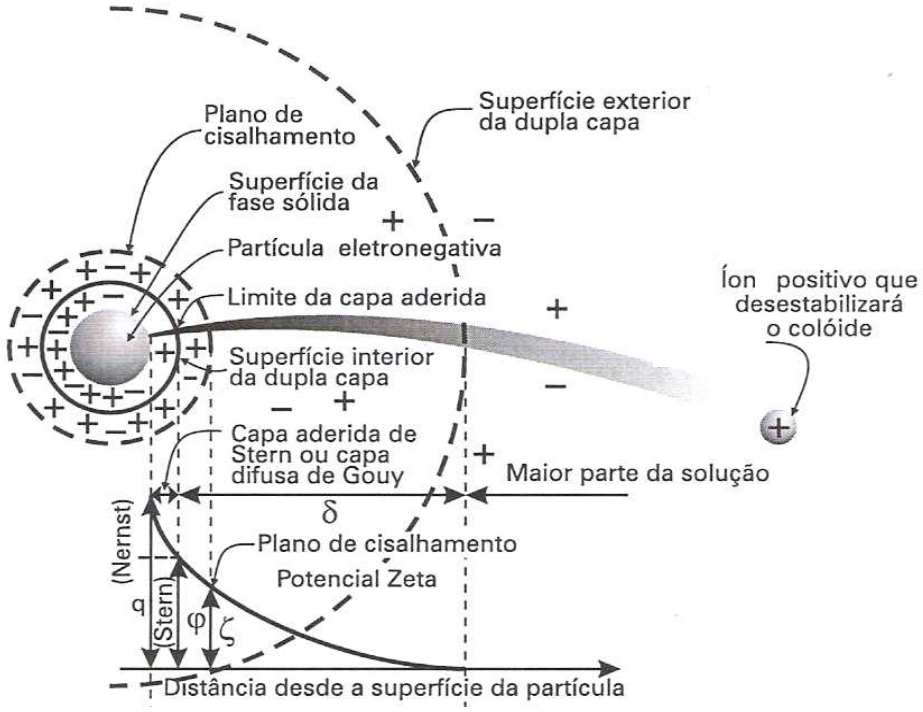
A anulação do potencial Zeta, conhecido como ponto isoelétrico, indica a anulação das forças repulsivas (desestabilização eletrostática) favorecendo o mecanismo de coagulação (DI BERNARDO *et al.*, 2002). O ponto isoelétrico é obtido quando as partículas se neutralizam por alteração da quantidade de cargas elétricas do meio. Este ponto também pode ser caracterizado pelo pH do meio em que a solução se encontra eletricamente neutra, ou seja, há igualdade no número de grupos polares ácidos (COOH) e básicos (NH_2) dissociados (SILVA, 1999). Esse valor de pH é considerado então favorável para aplicação de agentes coagulantes devido à diminuição das barreiras eletrostáticas.

H) Forças de Van der Waals

São forças de atração recíproca e de longo alcance entre moléculas neutras. Segundo a Lei de Coulomb da eletrostática, as forças de atração são inversamente proporcionais ao quadrado da distância, aspecto que favorece a coagulação. Todavia, como as forças de Van der Waals se reduzem com a distância mais rapidamente do que as forças repulsivas, torna-se importante aproximar ao máximo as partículas a serem coaguladas para que a aglutinação se favoreça dessas interações.

Os conceitos que envolvem o comportamento de uma partícula coloidal em uma solução segundo o modelo da dupla camada elétrica (DCE) estão representados na Figura 3.2.

Considerando os aspectos abordados neste item, pode-se afirmar que a remoção da turbidez e de parte da cor da água torna-se possível por meio de processos físico-químicos de desestabilização a partir da adição de produtos coagulantes, floculantes e auxiliares.



Fonte: adaptado de VIANNA (1997)

Figura 3.2: Esquema de uma partícula coloidal – modelo da dupla capa elétrica (DCE)

3.2.2. Coagulação

A coagulação se inicia no instante em que se adicionam produtos químicos coagulantes à água e apresenta duração de alguns segundos. O fenômeno consiste numa série de processos físicos e químicos envolvendo as superfícies das partículas, o coagulante e as substâncias presentes na água.

Conforme visto anteriormente, os colóides a serem removidos pelo processo de coagulação são eletricamente carregados com excesso de carga negativa, gerando forças de repulsão entre si. Para neutralizar essas cargas torna-se necessário adicionar substâncias coagulantes capazes de serem adsorvidas na superfície específica dessas partículas. Atualmente, considera-se que o fenômeno de coagulação se deve a quatro diferentes mecanismos, a saber:

A) Compressão da Camada Difusa

A compressão da camada difusa é alcançada por meio da elevação da sua densidade de cargas, acarretando uma diminuição da sua espessura para se atingir o equilíbrio eletrostático. Essa condição resulta na elevação das forças de Van der Waals, favorecendo o mecanismo de coagulação. O aumento de concentração de íons

pode ser obtido pela introdução no sistema coloidal de eletrólitos, tais como íons monovalentes de cloreto de sódio (NaCl), que não apresentam características de hidrólise e de adsorção.

DI BERNARDO *et al.* (2002) destacam os seguintes aspectos sobre o fenômeno de compressão da camada difusa:

- ✓ A quantidade de eletrólito necessária para proceder a coagulação, em geral, independe da concentração de colóides no meio.
- ✓ Não é possível a reestabilização dos colóides (reversão de cargas), independentemente da quantidade de eletrólito adicionada.

B) Neutralização da Carga

Algumas espécies químicas podem ser adsorvidas pela superfície dos colóides, cuja atração resulta de diferentes interações: ligações de hidrogênio, troca iônica, ligações covalentes, etc. Os efeitos eletrostáticos desses fenômenos é superior àqueles obtidos pela compressão da camada difusa, requerendo assim dosagens inferiores de coagulantes. Todavia, diferentemente da coagulação por compressão da camada difusa, a superdosagem de produto químico para neutralização da carga da partícula pode provocar uma reversão da sua carga, possibilitando a reestabilização da solução coloidal (DI BERNARDO *et al.*, 2002).

Segundo a regra de Schulze-Hardy, o aumento da eficiência do mecanismo de neutralização pode ser obtido pela adição de sais com valências superiores e de carga oposta à dos colóides, capazes de penetrar na camada difusa. Um íon bivalente é cerca de 30 vezes mais eficiente que um íon monovalente. Já o íon trivalente possui um desempenho cerca de 100 vezes melhor que um íon bivalente. De acordo com esses conceitos, os sais trivalentes (Fe^{+++} e Al^{+++}) são os mais utilizados em processos de coagulação.

C) Adsorção em Precipitado ou Precipitação por Varredura

A utilização de sais de ferro e de alumínio pode ser combinada aos hidróxidos disponíveis no meio, de acordo com a dosagem de coagulante e pH da mistura, formando precipitados insolúveis de elevado peso molecular e de carga positiva. Os colóides presentes na solução funcionam como núcleos aglutinadores desses precipitados, seja por neutralização ou por aprisionamento, favorecendo sua remoção por sedimentação. A esse mecanismo dá-se o nome de precipitação por varredura. Os

flocos resultantes desse processo são maiores e mais pesados que aqueles obtidos pelo processo de neutralização.

Ao avaliar o comportamento dos mecanismos de coagulação por neutralização e por varredura, DI BERNARDO *et al*. (1987) *apud* DI BERNARDO *et al*. (2002), concluíram que:

- ✓ A faixa de pH e a dosagem de coagulante são bem menores na coagulação por neutralização do que na coagulação por varredura.
- ✓ Os dois mecanismos de coagulação nem sempre requerem as mesmas condições de mistura rápida e de floculação.

Observa-se ainda que os flocos resultantes da coagulação por varredura são de maior tamanho e apresentam elevada velocidade de sedimentação quando comparados aos flocos obtidos na coagulação por neutralização de cargas (O'MELIA, 1972 *apud* YOSHIDA, 2005).

Vale ressaltar que o potencial Zeta mínimo não corresponde à condição ótima na precipitação por varredura, uma vez que esse mecanismo de coagulação independe da neutralização das cargas superficiais.

D) Formação de Pontes entre Partículas

Muitos produtos naturais ou sintéticos, também conhecidos como polieletrólitos ou polímeros, caracterizam-se por uma grande cadeia molecular composta por grupos carregados eletricamente. Esses produtos podem ser utilizados como eficientes coagulantes pois são adsorvidos pela superfície dos colóides, promovendo então a redução de carga e/ou entrelaçamento das partículas pelos polímeros. Nesse caso, os modelos de compressão da camada difusa e de neutralização não podem ser utilizados para caracterizar esse mecanismo de coagulação, pois o que ocorre efetivamente é a formação de pontes entre colóides (DI BERNARDO *et al.*, 2002).

Em instalações de tratamento de água ou efluentes, a coagulação deve ser feita em unidades de mistura rápida, uma vez que a hidrólise, a polimerização e as reações dos coagulantes na água ocorrem num curto espaço de tempo. Deve-se ainda promover a coagulação em ponto com intensa agitação do meio, permitindo o rompimento da dupla capa dos colóides pelos íons adicionados. O parâmetro que relaciona matematicamente essa energia introduzida na massa líquida com a adequada mistura do produto químico é denominado gradiente de velocidade (G). O

valor de G pode ser genericamente quantificado pela Equação 3.2 (AZEVEDO NETTO *et al.*, 1976).

$$G = \frac{\partial v}{\partial y} \qquad \textbf{Equação 3.2}$$

Onde,
G – gradiente de velocidade, dado em [s^{-1}];
∂v - taxa de variação da velocidade de escoamento, dada em [m/s];
∂y – distância entre duas partículas, perpendicular ao escoamento, dada em [m].

Ao considerar as forças geradas pela agitação que atuam sobre um cubo elementar de água pode-se então determinar o valor de G com auxílio da Equação 3.3 (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 2000)

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu . V}} \qquad \textbf{Equação 3.3}$$

Onde,
G – gradiente de velocidade, dado em [s^{-1}];
P – potência introduzida na massa líquida, dada em [kgf.m/s];
V – volume útil do reator, dado em [m^3];
μ – viscosidade absoluta da água, dada em [kgf.s/m^2].

Valores elevados de G garantem boas condições de mistura, permitindo a formação de flocos compactos, mas sua adoção deve sempre considerar critérios econômicos, minimizando a dissipação excessiva e desnecessária de energia.

Os dispositivos utilizados para promover a mistura rápida podem ser do tipo hidráulico ou mecanizado. Os hidráulicos fazem uso de instalações existentes na estação que, além de exercerem sua função prioritária, garantem a intensa agitação do meio. As calhas do tipo Parshall e vertedores retangulares são usualmente empregados na mistura rápida, pois permitem a formação de ressalto hidráulico com elevada dissipação de energia. Saídas de tubulações onde se observa grande turbulência também podem ser adequadas para este fim.

Em misturadores hidráulicos, o valor de G pode ser estimado a partir da perda de carga total (Hf) na unidade de mistura rápida, como mostra a Equação 3.4 (AZEVEDO NETTO *et al.*, 1976).

$$G = 32{,}2.\sqrt{\frac{Hf}{T}}$$ **Equação 3.4**

Onde,

G – gradiente de velocidade, dado em [s^{-1}];

Hf – perda de carga total na câmara, dada em [cm];

T – tempo de detenção, dado em [minutos].

Ao utilizar o medidor Parshall como unidade de mistura rápida, deve-se atentar para seguintes condições operacionais (AZEVEDO NETTO *et al.*, 1976): (a) Hf deve ser maior que 0,25 m; (b) a unidade não pode operar de maneira 'afogada'; (c) a velocidade na garganta da calha Parshall deve ser igual ou maior que 2 m/s. Para que se garanta o ressalto hidráulico, deve-se fazer coincidir o nível d'água no canal a jusante da garganta da calha Parshall com o fundo do canal a montante do medidor, prevendo dispositivo que permita o ajuste da altura da lâmina d'água.

No caso da utilização de vertedores para medição de vazão afluente à estação de tratamento, pode-se fazer uso da queda de água provocada por essa instalação para se proceder a mistura do produto químico. Deve-se, no entanto, distribuir uniformemente o coagulante ao longo da lâmina vertente (VIANNA, 1997).

Dispositivos mecanizados podem ser empregados na mistura rápida, tais como: injetores instalados em tubulações que funcionam sob conduto forçado, agitadores mecanizados instalados em câmaras, rotores de bombas, turbinas e hélices (DI BERNARDO *et al.*, 2002). As peças que compõem estes equipamentos devem ser confeccionadas com materiais resistentes à ação química e/ou física do coagulante empregado. A estimativa de G da mistura mecanizada é função da potência introduzida na água. Aplicados os valores usuais de projeto na Equação 3.3 obtém-se então a Equação 3.5 (AZEVEDO NETTO *et al.*, 1976), apresentada a seguir.

$$G = 2.800.\sqrt{\frac{P}{Q.T}}$$ **Equação 3.5**

Onde,

G – gradiente de velocidade, dado em [s^{-1}];

P – potência introduzida na água, dada em [HP];

T – tempo de detenção, dado em [minutos];

Q – vazão, dada em [m^3/s].

As Equações 3.4 e 3.5 confirmam a premissa de que boas condições de mistura são obtidas pela associação de G e o tempo de contato (T). A melhor combinação de G e T, que pode ser determinada em testes de laboratório, depende do tipo de mecanismo de coagulação dominante, do produto químico empregado, da qualidade da água a ser tratada, entre outros (DI BERNARDO *et al.*, 2002).

3.2.3. Floculação

A floculação é a etapa de tratamento posterior à coagulação, cuja agitação menos intensa tem por objetivo promover o encontro das partículas desestabilizadas e formar flocos de maior tamanho. O aumento da dimensão dos flocos associado às forças de cisalhamento favorecem a sua ruptura. A agregação e a quebra são dois processos simultâneos que contribuem para distribuição uniforme de tamanho dos flocos formados. A eficiência dessa etapa de tratamento depende do desempenho da mistura rápida e influencia de forma incisiva na qualidade da água clarificada efluente do decantador.

O início da floculação deve ser marcado por gradientes de velocidades mais elevados para aumentar a probabilidade de choque entre as partículas coaguladas e conseqüente formação de flocos. O decrescimento de G no decorrer da unidade de floculação favorece o aumento de tamanho dos flocos pois minimiza os efeitos de ruptura que possam ocorrer devido a agitação, mas sem anular a possibilidade de contínua agregação das partículas. A floculação das partículas depende também da turbidez da água que se pretende tratar, já que a maior quantidade de sólidos eleva a possibilidade de ocorrência de choques e conseqüente formação de flocos (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 2000).

Os movimentos associados à colisão das partículas em suspensão durante a floculação são:

- ✓ Movimentos Pericinéticos: associados ao movimento Browniano, que mantêm as moléculas da água em permanente vibração, favorecendo o choque desordenado entre as partículas coaguladas.
- ✓ Movimentos Ortocinéticos: provocados pela introdução de energia externa que geram tensões de cisalhamento na massa líquida. Essas tensões, relacionadas ao gradiente de velocidade, promovem o contato entre os colóides.

- ✓ Sedimentação Diferencial: decorrente da ação da gravidade que, ao atuar sobre partículas coloidais de características físicas distintas, promove a sedimentação sob diferentes velocidades e facilita a colisão entre partículas.

A etapa de floculação utiliza o gradiente de velocidade como referência de projeto e controle operacional. O conceito de G na floculação se baseou nos estudos de SMOLUCHOWSKI (1917) *apud* AZEVEDO NETTO *et al.* (1976), que desenvolveu teoria matemática ao pesquisar a variação do número de partículas dispersas em um sistema, durante um intervalo de tempo, supondo que as forças repulsivas existentes entre elas apresentam intensidade desprezível. Nesse estudo, ele considerou duas situações: (1) as colisões provocadas apenas pelos movimentos pericinéticos e (2) as colisões ocorridas pela introdução de movimentos ortocinéticos. Essa última hipótese, que considera os choques decorrentes das forças cisalhantes, é a que mais se aproxima das condições reais. Com base nessa teoria foi então desenvolvida a Equação de Camp e Stern (Equação 3.6), que relaciona o número de colisões entre partículas presentes na água e G, destacando a importância dessas duas variáveis na etapa de floculação.

$$N = \frac{G}{6}.n_1.n_2.(d_1 + d_2)^3 \qquad \textbf{Equação 3.6}$$

Onde,

N – número de contatos efetuados entre duas partículas (N_1 e N_2) durante a agitação, na unidade de tempo por unidade de volume;

n_1 e n_2 – número de partículas com diâmetros d_1 e d_2;

d – diâmetro das partículas 1 e 2.

A Equação 3.7 proposta por DI BERNARDO (1993) expressa o número de encontros entre partículas por unidade de tempo e volume decorrentes dos movimentos pericinéticos, ortocinéticos e da sedimentação diferenciada.

$$N = K_{ij} \, . \, n_i \, n_j \qquad \textbf{Equação 3.7}$$

Onde,

N – número de contatos efetuados entre partículas;

n_i - número de partículas i por unidade de volume;

n_j - número de partículas j por unidade de volume;

K_{ij} - constante que varia de acordo com o mecanismo de transporte considerado.

VIANNA (1997) destaca que o produto entre G na floculação e tempo de mistura (T), também conhecido como número de Camp (G.T), representa uma medida adimensional da oportunidade de choques entre partículas. Ao se utilizar tal conceito no projeto de floculadores, é possível garantir a igualdade de oportunidades de choques em todas as câmaras seqüenciais mantendo-se constante o número de Camp, adotando-se todavia valores de G decrescentes e de T crescentes.

A agitação na etapa de floculação pode ser feita utilizando recursos hidráulicos ou mecânicos. Empregados em estações de menor porte, os sistemas hidráulicos de floculação utilizam a perda de carga como ferramenta para obtenção do valor de G desejado, como mostra a Equação 3.8.

$$G = \sqrt{\frac{g.hf}{\upsilon.t}} \qquad \textbf{Equação 3.8}$$

Onde,

G – gradiente de velocidade no compartimento, dado em [s^{-1}];

g – aceleração da gravidade, dada em [m/s^2];

hf – perda de carga total no compartimento, dada em [m];

υ - viscosidade cinemática, dada em [m^2/s]

t – tempo de detenção no compartimento, dado em [s].

Os floculadores com chicanas (horizontais ou verticais) são usualmente empregados para promover a misturação hidráulica. Essas estruturas acabam por requerer um elevado número de compartimentos para que se atendam as condições de projeto. Para que não ocorra deposição de flocos nessas unidades, deve-se limitar em seu interior velocidades mínimas de escoamento. No caso de floculadores hidráulicos projetados para estações de tratamento de água, essas velocidades de escoamento devem ser superiores a 10 cm/s em todos os compartimentos (VIANNA, 1997).

Ao se adotar como solução tecnológica a floculação mecanizada, pode-se prever a compartimentação da unidade, permitindo a operação em série dos agitadores sob diferentes valores de G. A potência dos agitadores deve ser determinada pela Equação 3.9.

$$P = \mu.G^2.V \qquad \textbf{Equação 3.9}$$

Onde,

P – potência do equipamento, dada em [W];

μ – viscosidade dinâmica, dada em [Pa.s];
G – gradiente de velocidade, dado em [s^{-1}];
V – volume útil do compartimento de mistura, dado em [m^3].

Os floculadores mecanizados usualmente utilizados são os do tipo turbina e do tipo hélice. O eixo desses equipamentos é movimentado por conjunto motor-redutor, que pode dispor de variadores de freqüência permitindo a variação contínua da rotação do eixo para melhor ajuste do valor de G.

Independente da estrutura adotada, alguns cuidados devem ser tomados na instalação de floculadores: (a) deve-se prever valores de G decrescentes nos compartimentos de floculação; (b) os dispositivos de veiculação da água floculada para os decantadores devem ser adequadamente dimensionados, já que estão suscetíveis a agitações em função do escoamento; (c) para evitar a ruptura dos flocos formados nessa etapa devem-se dimensionar estruturas de transporte com adequado valor de G, buscando sua equivalência com o G da última câmara de floculação; (d) não permitir deposição prematura dos flocos nesses condutos.

O gradiente de velocidade nas canalizações, livres ou forçadas, pode ser calculado pela Equação 3.10, obtida a partir da Equação Universal de Darcy-Weissbach e de algumas considerações práticas (AZEVEDO NETTO *et al.*, 1976).

$$G = 565.\sqrt{\frac{f}{4.R_h}}.\sqrt{v^3} \qquad \textbf{Equação 3.10}$$

Onde,
G – gradiente de velocidade, dado em [s^{-1}];
f – coeficiente de rugosidade de Darcy-Weissbach;
R_h – raio hidráulico, dado em [m];
v – velocidade de escoamento, dado em [m/s].

3.2.4. Produtos Químicos

Em estações de tratamento de esgotos sanitários os produtos químicos podem ser utilizados para otimizar processos, melhorando seu desempenho na remoção de contaminantes. São usualmente associados à unidades de tratamento físico, como decantadores, flotadores ou filtros. Apesar das vantagens obtidas a partir da adição de coagulantes no tratamento primário avançado, já destacadas no capítulo introdutório deste trabalho, deve-se considerar que este procedimento tende a elevar a

concentração dos sólidos dissolvidos no efluente do CEPT, fator que pode interferir no reúso de seu efluente. Além disso, é preciso prever a elevação nos custos operacionais da ETE, que incluem a aquisição de produtos químicos e consumo de energia (METCALF & EDDY, 1991).

A adequada escolha do produto químico a ser aplicado no tratamento de esgotos depende de alguns fatores como: (a) concentrações afluentes de matéria orgânica, SS, P e alcalinidade; (b) custo e garantia de fornecimento do produto químico; (c) segurança do operador durante o manuseio do produto; (d) gestão do lodo gerado; (e) compatibilidade com os processos de tratamento já implantados (METCALF & EDDY, 1991).

A seguir apresentam-se algumas características de produtos químicos mais utilizados nas etapas de coagulação e floculação do tratamento de efluentes.

3.2.4.1. Cal - $Ca(OH)_2$

Quando adicionada na água, a cal reage com a alcalinidade bicarbonato (HCO_3) do meio e se precipita na forma de carbonato de cálcio ($CaCO_3$), conforme Equação 3.11.

$$Ca(OH)_2 + Ca(HCO_3)_2 \leftrightarrow 2.CaCO_3 + 2H_2O \qquad \textbf{Equação 3.11}$$

A remoção de fósforo se dá quando o pH se eleva a valores próximos de 10, permitindo que os íons de cálcio em excesso reajam com o fosfato (PO_4^{-3}), precipitando-o na forma de hidroxiapatita ($Ca_{10}\ (PO_4)_6\ (OH)_2$), segundo reação apresentada na Equação 3.12.

$$10.Ca^{+2} + 6.PO_4^{-3} + 2.OH^- \leftrightarrow Ca_{10}\,(PO_4)_6\ (OH)_2 \qquad \textbf{Equação 3.12}$$

Devido à reação da cal com a alcalinidade do esgoto, a quantidade de cal a ser adicionada para a efetiva remoção de P independe da concentração de fosfato afluente. Estima-se que a dosagem, neste caso, deve ser entre 40% e 50% superior à concentração de alcalinidade total (expressa em mg $CaCO_3$/L). Deve-se prever ainda que a elevação de pH necessária para remoção de P inviabiliza o emprego da cal como coagulante no caso da precipitação simultânea, em que se adiciona o produto no afluente e efluente do reator biológico (item 3.4), pois os processos bioquímicos do tratamento secundário poderão ser afetados (METCALF & EDDY, 1991). Ao aplicar-se

a cal no CEPT, deve-se prever o ajuste de pH do seu efluente para garantir condições adequadas ao tratamento secundário.

3.2.4.2. Sulfato de Alumínio - $Al_2(SO_4)_3$

Dentre os produtos que apresentam em sua composição este metal, o sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) é o mais utilizado na coagulação, principalmente em sistemas de tratamento de águas para abastecimento. A difusão de seu emprego se deve a qualidade do floco formado, relativa economia e facilidade de transporte e manuseio (SILVA, 1999). A faixa de pH adequada para sua aplicação se encontra entre 5,0 e 8,0. O percentual de alumina (Al_2O_3) contido no sulfato de alumínio, composto que efetivamente promove a coagulação, chega a 8%. A reação que envolve a precipitação de poluentes junto com o hidróxido de alumínio ($Al(OH)_3$) depende da presença de alcalinidade bicarbonato (de cálcio ou de magnésio). Nos casos em que a alcalinidade natural não é suficiente para permitir a reação, esta deverá ser adicionada. De acordo com METCALF & EDDY (1991), para cada miligrama de sulfato de alumínio aplicado na solução será requerido 0,45 mg $CaCO_3$/L de alcalinidade.

A química da remoção de fósforo pelo alumínio ainda não é completamente conhecida e envolve complexas reações para incorporação dos polifosfatos e do fósforo orgânico aos flocos formados. A simplificação do processo parte da hipótese de que o fósforo a ser removido encontra-se na forma de ortofosfato, e se comporta conforme Equação 3.13 (METCALF & EDDY, 1991).

$$Al^{+3} + HnPO_4^{3-n} \leftrightarrow AlPO_4\downarrow + nH^+ \qquad \textbf{Equação 3.13}$$

3.2.4.3. Policloreto de Alumínio - PAC

São polímeros inorgânicos à base de alumínio com elevada concentração de Al_2O_3 (entre 10 e 25%), fator que favorece a coagulação. Em função da sua elevada densidade de cargas elétricas é capaz de formar flocos antes mesmo da sua hidrólise, que se desenvolve lentamente.

O emprego do PAC no tratamento físico-químico traz consigo algumas vantagens, destacando-se: (a) apresentam elevada velocidade de coagulação; (b) são produtos menos sensíveis às variações do meio; (c) atuam numa ampla faixa de pH; (d) requerem menor consumo de neutralizantes já que sua hidrólise é menos ácida. (SBRT, 2006).

3.2.4.4. Cloreto Férrico – $FeCl_3$

A adição do íon férrico na água resulta em reações seqüenciais de hidrólise produzindo hidróxido de ferro ($Fe(OH)_3$), conforme Equação 3.14. Essa espécie promove a coagulação, seja por neutralização das cargas dos colóides ou seja por varredura (DI BERNARDO *et al.*, 2002).

$$FeCl_3 + 3H_2O \leftrightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+ + 3Cl^- \qquad \textbf{Equação 3.14}$$

Durante o processo de coagulação com $FeCl_3$ observa-se uma acidificação do meio, condição que pode requerer o ajuste do seu pH ao final do processo de tratamento. O emprego do $FeCl_3$ como agente coagulante tem como vantagem a boa qualidade dos seus flocos sob uma ampla faixa de pH, entre 5 e 11.

O processo de remoção de fósforo com auxílio de sais de ferro é similar ao observado quando utilizados sais de alumínio. Os íons ferrosos reagem com o ortofosfato, produzindo o precipitado fosfato férrico ($FePO_4$), de acordo com a Equação 3.15.

$$Fe^{+3} + HnPO_4^{3-n} \leftrightarrow FePO_4\downarrow + nH^+ \qquad \textbf{Equação 3.15}$$

A partir da observação das Equações 3.13 e 3.15 pode-se considerar que, para cada mole de alumínio ou ferro adicionado à solução precipita-se 1 mole de fosfato. No entanto, as reações ocorridas para remoção de fosfato são mais complexas, pois são concorrentes com outras reações, tais como: formação de uma cadeia de espécies hidrolisadas, incluindo algumas espécies poliméricas e hidróxidos metálicos; formação de espécies de coagulantes capazes de desestabilizar outros constituintes presentes nos esgotos. Sendo assim, não é possível estimar diretamente a dosagem de sais metálicos a ser utilizada para efetiva remoção de fósforo.

A remoção físico-química do fósforo pode alcançar valores próximos a 95% (EPA, 1987 *apud* YOSHIDA, 2005). Na Tabela 3.2 encontram-se valores típicos para as razões molares entre alumínio e fósforo (Al:P) e entre ferro e fósforo (Fe:P), considerando eficiências de remoção de P de 75, 85 e 95%.

Tabela 3.2: Razões molares entre Al:P e Fe:P para diferentes remoções de fósforo.

REMOÇÃO DE P (%)	RELAÇÃO MOLAR	
	Sulfato de Alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) Al:P	Cloreto Férrico ($FeCl_3$) Fe:P
75	1,25:1 a 1,5:1	1,1:1 a 1,7:1
85	1,6:1 a 1,9:1	1,5:1 a 2,1:1
95	2,2:1 a 2,6:1	2,3:1 a 2,8:1

Fonte: YOSHIDA (2005)

O projeto de revisão da NBR 12.209 já indica as relações molares a serem utilizadas para a remoção de P. Quando os sais metálicos são adicionados ao esgoto bruto, as relações mínimas devem ser de 2,5 para Fe/P e de 1,5 para Al/P. No caso de se proceder a coagulação em efluentes de tratamento biológico, as relações mínimas a serem observadas são de 1,5 para Fe/P e Al/P. Contudo, a norma recomenda também a realização de ensaios para a adequada determinação das dosagens a serem aplicadas no tratamento.

3.2.4.5. Tanino

O tanino pertence ao grupo de compostos polihidroxidofenólicos diferentes que agregam polifenóis simples, carboidratos, aminoácidos e gomas hidroxidolodais. Este polímero orgânico tem como características baixo peso molecular e carga elétrica positiva, agindo sobre os colóides através da neutralização de cargas e formação de pontes entre estas partículas. Pode ser utilizado no tratamento físico-químico como coagulante primário, auxiliar de coagulação e floculante. A adição do tanino não altera o pH do meio uma vez que este não consome sua alcalinidade natural, sendo efetivo na faixa de pH que vai de 4,5 a 8,0. Seu emprego, no entanto, depende de avaliação técnica e econômica.

As soluções de tanino são precipitáveis quando reagem com íons metálicos presentes na água formando quelatos, característica que favorece seu uso como polieletrólito natural, tanto em meios ácidos como em condições alcalinas. A coloração dos flocos formados a partir dessa reação pode indicar o tipo de metal associado ao tanino: (a) íons de alumínio e ferro desenvolvem flocos de cor preta, levemente azulados ou esverdeados; (b) íons de cálcio, bário, zinco, antimônio e estanho formam flocos predominantemente brancos; (c) sais de chumbo, mercúrio, cobalto e bismuto apresentam flocos de cor amarela; (d) a presença de urânio é caracterizada pela formação de flocos de cor roxa esverdeada (SILVA, 1999).

As dosagens de tanino requeridas para o tratamento de águas para abastecimento ou tratamento de esgotos estão abaixo da faixa de concentração considerada tóxica para o meio. Estudos relatam ainda que os taninos condensados (mais viscosos) são agentes antimicrobianos (fungicidas, algicidas e antibacterianos) já que funcionam como reguladores de crescimento e germinação (SILVA, 1999).

3.2.4.6. Polieletrólitos

São polímeros orgânicos naturais ou sintéticos com longa cadeia molecular e elevado número de cargas. Os polieletrólitos apresentam também como característica o agrupamento de cargas elétricas distribuídas assimetricamente ao longo da molécula, que podem apresentar saldo positivo (polieletrólitos catiônicos), negativo (polieletrólitos aniônicos) ou nulo (polieletrólitos não iônicos).

Os polímeros catiônicos têm a propriedade de diminuir o potencial Zeta, facilitando a coagulação e a floculação. Essa característica permite sua utilização como coagulantes primários, a exemplo do tanino. Os produtos aniônicos e não iônicos são efetivos apenas na etapa de floculação. Em testes realizados por NACHEVA *et al.* (1996) observou-se que a adição de polímeros catiônicos com alto peso molecular e de média ou alta densidade associados ao $FeCl_3$ proporcionou excelente desempenho na remoção de sólidos. Todavia, em função do custo, polímeros aniônicos são mais utilizados sem que haja prejuízo ao processo de tratamento.

Independente desse saldo de cargas apresentado pelo polieletrólito, os colóides serão removidos em pontos específicos da molécula. A repulsão entre partículas de mesmo sinal não é expressiva já que, em função do longo comprimento da cadeia do polímero, os colóides são mantidos a uma distância relativamente elevada.

Deve-se considerar que o emprego de polieletrólitos como auxiliares no tratamento físico-químico demanda um menor consumo de coagulante primário. Esse fator, associado à formação de flocos mais compactos, conduz a uma redução do volume de lodo acumulado nos decantadores.

Numa análise comparativa dos produtos empregados no tratamento físico-químico de esgotos deve-se destacar alguns aspectos:

- ✓ A precipitação com cal hidratada, solução mais econômica sob o ponto de vista operacional, tem sua utilização limitada no tratamento de esgotos domésticos em

função das elevadas dosagens requeridas e aumento considerável da produção de lodo, alcançando valores seis vezes superiores à massa de lodo gerada pela decantação primária convencional (METCALF & EDDY, 1991).

- ✓ As doses requeridas de sulfato de alumínio são normalmente superiores àquelas indicadas pelo cálculo estequiométrico. Dependendo da dosagem utilizada, este produto apresenta potencial tóxico (SILVA, 1999).
- ✓ O lodo produzido por sais de alumínio podem apresentar dificuldade de espessamento e desaguamento devido à dificuldade de liberação da água contida no floco através de processos mecânicos (SEDLAK, 1991).
- ✓ Por consumirem alcalinidade do meio, a aplicação de sais de alumínio ou ferro podem reduzir o pH do esgoto caso este não tenha alcalinidade natural suficiente para alimentar a reação.
- ✓ Em estudos de LAMB & PERES (1996) *apud* SILVA (1999) o tanino apresentou melhor desempenho na remoção de metais e sólidos das águas de abastecimento, quando comparado ao sulfato de alumínio.
- ✓ Segundo OLIVE (2002), o custo de instalação de estações que operam utilizando $FeCl_3$ é maior, já que as estruturas devem ser resistentes à sua agressividade. Todavia, seu custo operacional é reduzido quando comparado ao tanino, uma vez que a aquisição de cloreto férrico é mais econômica.
- ✓ A revisão da norma NBR 12.209 (1990, revisão de 2008) recomenda que o polímero seja diluído numa faixa entre 0,1 e 0,5% e adicionado após a coagulação em pontos com agitação suficiente para uma boa dispersão.

3.2.5. Sedimentação

A sedimentação apresenta-se como uma operação unitária de grande importância dadas suas inúmeras aplicações em sistemas de tratamento de águas e esgotos, requerendo o entendimento dos seus princípios básicos. Para tanto, apresentam-se a seguir os aspectos teóricos que envolvem esse processo.

No tratamento de esgotos observa-se a ocorrência de quatro tipos de sedimentação: discreta, floculenta, zonal e por compressão. Esses processos, que serão descritos segundo VON SPERLING (1996), podem acontecer simultaneamente dentro da unidade de tratamento.

A) Sedimentação Discreta

Nesse tipo de sedimentação, usual em caixas de areia, a partícula não se aglutina, conservando assim suas propriedades físicas (forma, volume e peso). Nesse caso podem-se aplicar as leis clássicas de Newton e Stokes, que consideram constante a velocidade final de uma partícula que se desloca em um líquido ao igualar a força de atrito à força gravitacional. A lei de Newton considera que a composição de forças que atuam sobre uma partícula discreta, imersa em um líquido em repouso, é composta por força da gravidade sob as ações contrárias do empuxo e do atrito, cujo equilíbrio garante a uniformidade da velocidade. Segundo Newton, a velocidade de sedimentação da partícula é dada pela Equação 3.16. Essa equação newtoniana da sedimentação mostra que esse processo de clarificação depende do seu diâmetro, do atrito e da massa específica da partícula e do líquido (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3}.\frac{g}{C_a}.\frac{\rho_s - \rho_l}{\rho_l}.d} \qquad \textbf{Equação 3.16}$$

Onde,

v_s – velocidade de sedimentação da partícula, dada em [m/s];

g – aceleração da gravidade, dada em [m/s^2];

C_a – coeficiente de atrito;

ρ_s – densidade da partícula, dada em [kg/m^3];

ρ_l – densidade do líquido, dado em [kg/m^3];

d – diâmetro da partícula, dado em [m].

A lei de Stokes é válida para pequenas partículas esféricas imersas em meio viscoso com o coeficiente de Reynolds menor que 1. Essa lei consegue representar a velocidade de sedimentação discreta de uma partícula em um fluxo laminar através da Equação 3.17.

$$v_s = \frac{1}{18}.\frac{g}{\upsilon}.\frac{\rho_s - \rho_l}{\rho_l}.d^2 \qquad \textbf{Equação 3.17}$$

Onde,

v_s – velocidade de sedimentação da partícula, dada em [m/s];

g – aceleração da gravidade, dada em [m/s^2];

υ - viscosidade cinemática da água, dada em [m^2/s];

ρ_s – densidade da partícula, dada em [kg/m^3];

ρ_l – densidade do líquido, dado em [kg/m^3];

d – diâmetro da partícula, dado em [m].

A partir dessa equação pode-se admitir que a velocidade de sedimentação, que também pode ser denominada taxa de aplicação superficial (TAS) expressa em [m^3/m^2.dia], é função da viscosidade e da densidade do líquido, da densidade da partícula e proporcional ao quadrado do seu diâmetro. A temperatura da água tem grande interferência na viscosidade cinemática e na densidade da água. Todavia, para a faixa de temperatura usual, pode-se adotar o valor de densidade da água equivalente a 1.000 kg/m^3.

Ao considerar um tanque de sedimentação ideal, em que a velocidade de escoamento é constante, pode-se admitir que: (1) o tempo de sedimentação da partícula crítica será igual à razão entre altura do tanque e a velocidade de escoamento; (2) o tempo de sedimentação será igual à razão entre o volume do tanque e a vazão aplicada. Ao relacionar essas duas hipóteses conclui-se que a remoção de partículas discretas é função apenas da área superficial da unidade. A profundidade e o tempo de contato deste tanque não se apresentam como variáveis fundamentais no processo de clarificação discreta.

B) Sedimentação Floculenta

Na sedimentação floculenta as partículas se aglomeram à medida que se precipitam. Com o aumento do peso em função da formação dos flocos observa-se a elevação da velocidade de deposição dos flocos, melhorando o desempenho do processo de clarificação (DI BERNARDO *et al.*, 2002). Esse tipo de sedimentação é comum em decantadores primários, convencionais ou assistidos quimicamente, e na parte superior de decantadores secundários.

A eficiência no processo de sedimentação floculenta, diferentemente da sedimentação de partículas discretas, aumenta com a profundidade do tanque e com o tempo de contato. Por não existir modelo matemático ou teórico capaz de representar este fenômeno de floculação devido às diversas variáveis que envolvem esse mecanismo, deve-se recorrer à determinação experimental dos parâmetros de projeto.

Os ensaios utilizados para determinação destes parâmetros são: floculação e sedimentação em teste de jarro (*Jar Test*); sedimentação em coluna. O ensaio de coluna de sedimentação é a técnica mais adequada para avaliar a sedimentação de suspensões floculentas. No entanto, mesmo com representatividade de escala a coluna de sedimentação não reproduz com fidelidade os processos que ocorrem no interior de uma unidade de decantação, pois se trata de um ensaio estático. Assim, alguns fenômenos como os de ruptura de flocos em função do escoamento, curtos-

circuitos, ressuspensão de lodo, correntes de densidade, efeitos de ventos e falhas de operação são desconsiderados (DI BERNARDO *et al.*, 2002). Torna-se necessário, portanto, o ajuste dos resultados obtidos para sua extrapolação ao projeto. No caso da sedimentação em coluna, ensaio aplicado nesta pesquisa e melhor detalhado no item 4.2.3 (Metodologia) e Anexo II, recomenda-se a aplicação dos seguintes coeficientes de correção (METCALF & EDDY, 1991): 0,65 a 0,85 para TAS ou velocidade de sedimentação; 1,25 a 1,50 para tempo de detenção do decantador.

C) Sedimentação Zonal

A elevação da concentração dos sólidos favorece a formação de uma massa que se desloca de maneira compacta, mantendo constantes as posições relativas entre partículas. Na sedimentação zonal é possível definir claramente a interface de separação das fases líquida e sólida, considerando como velocidade de sedimentação de projeto aquela relativa a essa interface.

Ao se observar a sedimentação zonal em uma coluna de sedimentação é possível identificar alguns aspectos: (a) a formação da interface numa coluna contendo suspensão homogeneizada ocorre num pequeno intervalo de tempo; (b) com o deslocamento da interface para baixo o líquido sobrenadante torna-se clarificado; (c) paralela a clarificação, observa-se a formação de uma camada no fundo com elevada concentração de sólidos; (d) não havendo o descarte de fundo, essa camada tende a se mover para cima em função do contínuo incremento de sólidos.

O controle dessa propagação da camada concentrada de fundo pode ser feito por meio de remoção periódica do material sedimentado. O conceito de sedimentação zonal se aplica ao projeto de decantadores secundários e adensadores por gravidade.

D) Sedimentação por Compressão

Ocorre quando a concentração de sólidos é ainda mais elevada do que aquela observada na sedimentação zonal, de forma a promover a compressão da estrutura das partículas. Esse esforço decorre do peso dos sólidos, acumulados durante o processo de sedimentação. A compressão propicia a remoção de parte da água que compõe a estrutura do floco, reduzindo seu volume. O conceito da sedimentação por compressão é importante no entendimento dos processos inerentes aos adensadores por gravidade e fundo dos decantadores secundários.

3.3. TECNOLOGIAS APLICADAS AO TRATAMENTO PRIMÁRIO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

O tratamento primário pode ser utilizado como etapa preliminar ao tratamento secundário ou como etapa principal no tratamento de esgotos. No primeiro caso, o processo físico de remoção dos sólidos em suspensão e de matéria orgânica, cuja eficiência é limitada, permite a redução dos tempos de detenção requeridos nas unidades de tratamento secundário. Na segunda possibilidade, conhecida como tratamento primário avançado, observa-se elevado desempenho da planta na remoção de DBO e sólidos, requerendo tratamento biológico e/ou físico-químico posterior para polimento do seu efluente e conseqüente adequação aos padrões de lançamento. Os sistemas CEPT (processo físico-químico de remoção) e UASB (processo biológico de remoção) são dois exemplos de tratamento primário avançado.

Os itens a seguir abordarão aspectos de projeto e operacionais relacionados às tecnologias de tratamento primário implementadas no Brasil. Destaca-se que a referência normativa aqui utilizada é a revisão da norma brasileira NBR 12.209 (última reunião em 04/12/2008), que trata da Elaboração de Projetos Hidráulico-sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários.

3.3.1. Decantação Primária Convencional - DPC

As unidades de decantação primária têm por finalidade a remoção de sólidos sedimentáveis e o condicionamento do seu efluente para etapas posteriores de tratamento, que usualmente empregam processos biológicos.

Na avaliação do desempenho do DPC para remoção de matéria orgânica deve-se considerar que a DBO global é resultante da soma entre a DBO solúvel e a DBO particulada. Sabendo-se que o princípio de operação de um decantador primário é a remoção física das partículas suspensas, pode-se supor que o percentual de remoção da DBO particulada é aproximadamente igual ao percentual de redução dos SST. Portanto, se boa parte da DBO total do afluente a essa unidade for do tipo solúvel, sua eficiência na remoção de matéria orgânica total fica comprometida.

Os decantadores primários convencionais, quando bem projetados e operados, apresentam faixas de remoção da ordem de 55 a 65% de sólidos em suspensão e de 30 a 35% de DBO. A eficiência dessa unidade está diretamente relacionada às suas condições de sedimentação e de retenção. A primeira condição depende da velocidade de sedimentação, também caracterizada pela taxa de aplicação superficial (TAS). Os valores de TAS preconizados pela revisão da norma brasileira estão

relacionados na Tabela 3.3, e dependem da configuração de tratamento adotada pelo projeto. Outras faixas de valores recomendados pela literatura também estão apresentados na referida tabela.

Tabela 3.3: Taxas de aplicação superficiais recomendadas para DPC.

DECANTAÇÃO PRIMÁRIA	TAS* ($m^3/m^2.dia$)	
	NBR 12.209 (2008) - Revisão	JORDÃO & PESSÔA (2005)
DPC precedendo Filtração Biológica	< 60	80 a 100
DPC precedendo Lodos Ativados	< 90	

* TAS determinada a partir da vazão máxima afluente ao DPC. Caso haja recirculação contribuindo para esta unidade, a vazão de recirculação deverá ser considerada na determinação da TAS.

A retenção tem por objetivo impedir o arraste do lodo acumulado no decantador devido o fluxo dos esgotos. Para tanto, deve-se controlar o tempo de detenção hidráulica para valores menores que 3 horas (vazão média) e superiores a 1 hora (vazão máxima). Deve-se evitar também tempos de contato muito longos que podem conduzir a uma condição de septicidade do esgoto, prejudicial para os processos subseqüentes.

Os decantadores circulares têm sido muito utilizados no tratamento primário. As unidades na forma retangular são indicadas para estações que apresentem limitação de espaço, todavia são menos eficientes nos casos de elevada carga afluente de sólidos. Independente da forma adotada, algumas estruturas devem ser adequadamente concebidas para garantir a boa operação dos decantadores, destacando-se:

- ✓ Dispositivos de entrada: devem permitir a distribuição uniforme do esgoto no tanque e minimizar a velocidade de escoamento já na entrada da unidade.
- ✓ Sistemas de limpeza e arraste de lodo: a limpeza pode ser mecanizada ou realizada por carga hidrostática (descarga de fundo). Os sistemas mecanizados são mais eficientes, favorecendo a adequada retenção do lodo no decantador.
- ✓ Dispositivos de saída: o material decantado deve ser coletado por calhas vertedoras periféricas. A NBR 12.209/1990 recomenda que a taxa máxima de aplicação nos vertedores seja de 720 $m^3/(m.dia)$.

3.3.2. Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente - UASB

O reator UASB é uma unidade de tratamento anaeróbio de esgotos cujo bom desempenho na remoção da matéria orgânica do esgoto o enquadra como tratamento primário avançado, mas sem ainda dar ao seu efluente condições de atendimento aos padrões de lançamento. Desta forma, assim como observado no CEPT, o emprego deste processo deve considerar ampliação futura da ETE com a implantação de outros níveis de tratamento para dar polimento ao esgoto tratado anaerobicamente.

A estabilização anaeróbia do esgoto pelo UASB depende de um encadeamento de reações, que podem ser simplificadamente descritas pelas seguintes fases:

- ✓ Hidrólise: a matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lipídios) é hidrolisada por enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas, tornando-a assimilável pela membrana celular e utilizada como fonte de energia.
- ✓ Acidogênese: os compostos da hidrólise (açúcares, aminoácidos e ácidos graxos) são fermentados pelas bactérias fermentativas acidogênicas, que os convertem em ácidos orgânicos, alcoóis, dióxido de carbono, entre outros. Os processos acidogênicos ocorrem concomitantemente à hidrólise.
- ✓ Acetogênese: as bactérias sintróficas acetogênicas oxidam compostos orgânicos (propionato e butirato) em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, que servirão de substrato para os microrganismos metanogênicos.
- ✓ Metanogênese: fase final da estabilização anaeróbia da matéria orgânica em que ocorre a conversão do ácido acético em metano. A baixa taxa de crescimento dos microrganismos metanogênicos pode limitar o processo de estabilização anaeróbia da matéria orgânica. Portanto, é fundamental que se garanta condições ambientais adequadas para o desenvolvimento e manutenção dessa população microbiana.

No entanto, deve-se considerar que, mesmo garantidas as condições ambientais requeridas pelos organismos anaeróbios, a parcela não biodegradável ou refratária da matéria orgânica não será hidrolisada.

Segundo CHERNICHARO (2007), apresentam-se como vantagens da tecnologia UASB: baixo custo de implantação e operação; baixo consumo de energia; boa assimilação de elevadas cargas orgânicas; operação com elevado tempo de retenção de sólidos e baixo tempo de detenção hidráulica; baixa produção de lodo, sendo este adensado e digerido no próprio reator. Suas limitações também devem ser consideradas, sendo elas: remoção insatisfatória de nutrientes e organismos

patogênicos; inibição das reações anaeróbias pela presença de substâncias tóxicas ou ausência de nutrientes; geração de maus odores.

Destacam-se algumas recomendações da norma brasileira NBR 12.209 para projetos de reatores UASB:

- ✓ As velocidades ascensional (compartimento de digestão) e de passagem (entre o compartimento de digestão e o de decantação) não devem superar 1,2 m/h e 4,0 m/h, respectivamente.
- ✓ O decantador deve apresentar: (a) taxa de escoamento superficial máxima no compartimento de decantação de 1,2 $m^3/m^2.h^{-1}$, equivalente a 28,8 m^3/m^2.dia; (b) tempo de detenção mínimo deve ser de 1,0 h; (c) altura útil superior a 1,5 m.
- ✓ O gás decorrente da digestão anaeróbia, quando não aproveitado, deve ser queimado.

Como visto anteriormente, um dos produtos finais do processo anaeróbio é o gás metano (CH_4). Essa capacidade de produzir gás permite avaliar experimentalmente a atividade microbiana anaeróbia através do monitoramento da atividade metanogênica específica (AME). Segundo CHERNICHARO (2007), a AME é a capacidade máxima de produção de CH_4 pela decomposição anaeróbia da matéria orgânica, realizada sob condições controladas. Para garantir condições propícias ao desenvolvimento das reações anaeróbias desencadeadas no teste de AME, alguns requisitos devem ser atendidos:

- ✓ Fornecimento de substrato a ser convertido pelos microrganismos metanogênicos em metano a partir da adição de ácidos orgânicos ao meio (acetato, propionato e butirato).
- ✓ Fornecimento de nutrientes com a adição de uma solução nutricional, composta de macronutrientes, micronutrientes, alcalinizantes e a agente redutor.
- ✓ Incubação do lodo (inóculo) antes da adição de substrato para eliminar o metano produzido pela atividade endógena.
- ✓ Adequada agitação e controle da temperatura do teste, que deve se manter entre 30℃ e 35℃, garantindo assim condições adequadas a o crescimento dos microrganismos metanogênicos.

Atendidas essas condições de ensaio, deve-se então proceder a medição periódica da produção de gás. Para tanto alguns métodos são aplicados com sucesso, destacando-se os manométricos e os volumétricos.

Apesar de não haver consenso sobre a metodologia de determinação da AME, entende-se que o processo deve ser conduzido com excesso de substrato e de nutrientes, além da manutenção das condições ambientais adequadas, garantindo que estes não sejam os fatores limitantes para a ocorrência das reações metanogênicas.

3.3.3. Tratamento Primário Quimicamente Assistido – CEPT

Com a evolução dos tipos de produtos químicos coagulantes e floculantes, a antiga técnica de tratamento de esgotos por precipitação química foi novamente retomada, sendo a tecnologia adotada em muitas estações implantadas no mundo. Como já apresentado anteriormente, o CEPT pode ser adotado para atender diferentes objetivos: (a) proporciona melhoria no desempenho do DPC, ampliando a capacidade da ETE sem investimentos na ampliação da planta; (b) apresenta-se como uma solução intermediária e temporária, capaz de minimizar impactos ambientais antes da implantação do tratamento secundário, requerendo baixo custo inicial de investimento; (c) assimila elevadas variações de vazões afluentes à ETE decorrentes de, por exemplo, afluxo de população flutuante contribuinte; (d) permite, sob dosagens adequadas, a remoção de fósforo por precipitação.

O bom desempenho do CEPT na remoção de contaminantes importantes associado aos custos de implantação é considerado como as principais vantagens dessa tecnologia de tratamento. Ao remover elevado percentual de sólidos, estima-se para o CEPT uma remoção de 25% a 75% de bactérias (METCALF & EDDY, 1991).

A concepção do CEPT aplica conceitos já conhecidos de coagulação, floculação e sedimentação mas, diferentemente do que se observa em processos convencionais de tratamento de águas de abastecimento, não é usual o emprego de uma unidade convencional de floculação. Neste caso, utilizam-se frequentemente as caixas de areia aeradas para a função adicional de promover a formação dos flocos.

Essas unidades apresentam como característica construtiva a introdução de dispositivo de aeração por ar comprimido. O fluxo helicoidal promovido pelo sistema de aeração devidamente instalado no fundo da caixa permite deposição dos sólidos de maior velocidade de sedimentação. Para que funcionem adequadamente, as caixas de areia aeradas devem ser concebidas atendendo as seguintes características geométricas (JORDÃO & PESSÔA, 2005):

- ✓ Relação comprimento:largura de 2,5:1 a 5:1.

- ✓ Relação largura:profundidade de 1:1, prevendo-se fundo inclinado para deposição de areia.
- ✓ Os dispositivos de entrada e saída devem ser instalados perpendicularmente ao fluxo de escoamento, prevendo-se anteparos capazes de dissipar energia e minimizar a ocorrência de curtos-circuitos.
- ✓ O tempo de detenção deve considerar a máxima vazão instantânea, admitindo-se valores entre 2 e 5 minutos.
- ✓ A quantidade de ar injetada na massa líquida deve estar entre 0,27 e 0,74 m^3/min.m, admitindo-se um valor médio de 0,45 m^3/min.m. Para evitar a possibilidade de flotação indesejada de flocos, as bolhas devem ser do tipo média ou grossa.

Adiciona-se a essas as seguintes recomendações de norma: (a) seção transversal da unidade deve ser tal que permita uma velocidade máxima de escoamento de 0,25 m/s; (b) tempo de detenção hidráulica mínimo de 120 segundos.

Considerações para projeto do CEPT já estão previstas na revisão da NBR 12.209, destacando-se:

- ✓ A adição do coagulante deve ser realizada em ponto da estação que garanta um gradiente de velocidade superior a 1000 s^{-1}. Quando for utilizado polímero, este também deve ser aplicado em local que permita sua adequada dispersão. Recomenda-se o emprego de ensaios de bancada para determinação das dosagens de produtos químicos a serem utilizadas na planta de tratamento.
- ✓ Deve-se ajustar o gradiente de velocidade na floculação para valores entre 100 s^{-1} e 50 s^{-1}. Esta condição de agitação deve ser mantida até a entrada do decantador, garantindo a qualidade dos flocos formados.
- ✓ A remoção do lodo no decantador deve ser obrigatoriamente do tipo mecanizada.

A faixa de eficiência de remoção de contaminantes esperada para o CEPT está apresentada na Tabela 3.4, juntamente com o desempenho usual de outras tecnologias de tratamento primário (DPC e UASB). Maiores detalhes sobre o tratamento primário quimicamente assistido estão apresentados no item 3.6 (Tecnologia CEPT – Panorama Atual).

Tabela 3.4: Desempenho típico do DPC, UASB e CEPT.

EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO	SISTEMA DE TRATAMENTO		
	DPC	UASB	CEPT
DBO (%)	30 – 35	60 – 75	45 - 80
DQO (%)	25 – 35	55 – 70	55 - 75
SS (%)	55 – 65	65 – 80	45 - 80
N_{total} (%)	< 30	< 60	< 30
P_{total} (%)	< 35	< 35	55 - 75
O&G	50	-	70 - 80
CF (log)	< 1	≈ 1	≈ 1

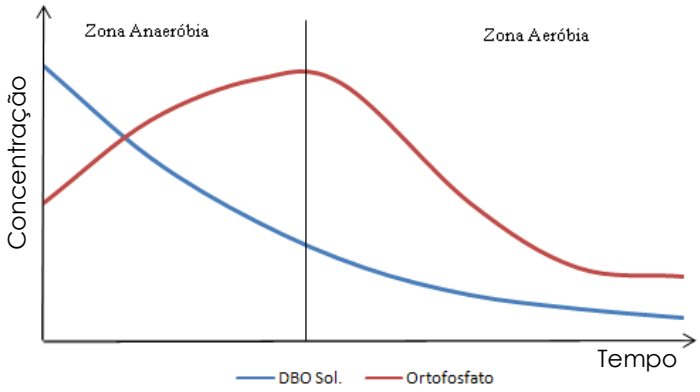
Fonte: adaptado de POON & CHU (1999), VON SPERLING (2005) e JORDÃO & PESSÔA (2005)

3.4. REMOÇÃO DE FÓSFORO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Os processos biológicos demandam obrigatoriamente a incorporação de fósforo à biomassa para a adequada realização dos processos metabólicos. Os requisitos desse nutriente atendem uma relação de DBO_5:P equivalente a 100:1 para processos aeróbios e 350 a 500:1 para os anaeróbios. A etapa biológica convencional de tratamento propicia também a conversão das formas mais complexas de P em ortofosfatos, passíveis de precipitação. Ainda assim, estes mecanismos de assimilação e conversão não são suficientes para adequar a concentração de P aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela legislação ambiental. Torna-se então necessária a remoção complementar de P, sendo usual a implementação de tecnologias que envolvem processos biológicos ou físico-químicos.

A remoção biológica do P, processo conhecido como desfosfatação, contempla a incorporação deste constituinte à biomassa suspensa. Para tanto, torna-se necessário fazer uma conjugação de processos anaeróbios e aeróbios. A zona anaeróbia é responsável pela seleção dos organismos acumuladores de fósforo (OAPs), capazes de assimilar substrato e absorver fósforo do meio antes dos outros microrganismos, que realizam os processos metabólicos usuais. O fósforo passa então a incorporar a biomassa, devendo sofrer posterior remoção física juntamente com o lodo excedente do processo aeróbio. Destaca-se que os OAPs requerem alternância entre as condições aeróbias e anaeróbias para que procedam a adequada assimilação de fosfato. Esta sequência de processos biológicos de tratamento é capaz de reduzir suficientemente a concentração de fósforo para níveis adequados a legislação ambiental (VON SPERLING, 1997 e METCALF & EDDY, 1991).

Os perfis típicos de DBO solúvel e de ortofosfato nas zonas anaeróbias e aeróbias de um sistema de lodos ativados adaptado para remoção de fósforo estão representados na Figura 3.3. Nessa configuração observa-se um decrescimento da concentração de DBO solúvel na zona anaeróbia e, de forma inversa, um aumento de fósforo solúvel. Na zona aeróbia, enquanto a DBO solúvel mantém seu padrão de comportamento em função da continuidade dos processos de degradação da matéria orgânica, a concentração de fósforo se reduz substancialmente (VON SPERLING, 1997).



Fonte: adaptado de VON SPERLING (1997)

Figura 3.3: Variação das concentrações de DBO solúvel e ortofosfatos nas zonas aeróbias e anaeróbias de uma ETE de lodos ativados com remoção de P.

Algumas condições devem ser atendidas para que se obtenha um bom desempenho do sistema de lodos ativados na remoção biológica do fósforo (VON SPERLING, 1997):

- ✓ Manutenção de oxigênio dissolvido em concentrações adequadas em cada uma das etapas de tratamento;
- ✓ Manutenção de pH ideal entre 7,5 e 8,0;
- ✓ Minimização do aporte de nitrato na zona anaeróbia;
- ✓ Redução da idade do lodo de modo a aumentar o descarte de lodo excedente no qual se acumula o P;
- ✓ Garantia de tempo de detenção na zona anaeróbia suficiente para produção de ácidos graxos voláteis a serem consumidos pelos OAPs;
- ✓ Compartimentação da zona anaeróbia;
- ✓ Evitar que o lodo excedente entre em condições anaeróbias e, como conseqüência, libere o fósforo armazenado na biomassa;

- ✓ Manutenção da relação DBO solúvel:P mínima de 15:1;
- ✓ Garantia da remoção de SS, uma vez que entre 2 e 7% desses sólidos equivalem à concentração de fósforo.

Tecnologias foram desenvolvidas para otimizar a remoção de nitrogênio e fósforo por via biológica. Para que, em uma única planta de tratamento, seja possível remover estes nutrientes é necessária a adequada associação de etapas anaeróbia, anóxica e aeróbia, além da realização de recirculações internas de esgoto e/ou lodo. Essa conjugação de processos para remoção biológica do fósforo implica num controle operacional atento e minucioso, dada a complexidade do fluxo do esgoto e do lodo no interior da planta e a qualidade requerida dos efluentes recirculados para que não ocorram inibições metabólicas em nenhuma das etapas de tratamento.

O emprego de reator UASB como solução tecnológica de tratamento de esgotos inviabiliza a implementação da remoção biológica do fósforo. Esta restrição decorre de dois motivos: (a) a relação P:DBO do efluente do UASB é elevada, dificultando a remoção do nutriente no processo; (b) risco de liberação do fósforo acumulado no lodo do tratamento biológico complementar, caso este seja submetido às condições anaeróbias do UASB para sua estabilização, reintroduzindo o P na fase líquida. Assim, a remoção físico-química do fósforo é recomendada no caso de pós-tratamento do efluente de reatores UASB.

A remoção química é normalmente aplicada quando os padrões de lançamento são mais restritivos. A precipitação do P presente nos esgotos sanitários envolve a reação dos ortofosfatos solúveis com produtos coagulantes, geralmente cal ou sais metálicos de alumínio ou ferro, produzindo precipitados de fosfato. A remoção do fósforo orgânico e dos polifosfatos requerem reações mais complexas que culminam na sua adsorção aos flocos particulados. A retenção do fósforo insolúvel pode ser feita via sedimentação, flotação ou filtração, sendo então agregado ao lodo primário, secundário e/ou terciário juntamente com outros contaminantes.

Para a remoção química de fósforo são adicionados, em geral, sais metálicos aos esgotos permitindo a adsorção de íons fosfatos (PO_4) por espécies hidrolisadas desses metais e a formação de precipitados fosfatados complexos do tipo $Me(OH)^{3-x}(PO_4)_x$. Os metais usualmente empregados são cálcio (Ca^{2+}), ferro (Fe^{2+} ou Fe^{3+}) e alumínio (Al^{3+}) na forma dos seguintes sais: cal ($Ca(OH)_2$); sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3 18H_2O$); aluminato de sódio ($NaAlO_2$); cloreto férrico ($FeCl_3$); sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$); sulfato ferroso ($FeSO_4$) e cloreto ferroso ($FeCl_2$). Polímeros também

podem ser eficientemente associados aos coagulantes, funcionando como auxiliares de floculação.

O processo físico-químico de remoção de P é classificado de acordo com o ponto de aplicação do produto químico na planta de tratamento (SEDLAK, 1991), a saber:

- ✓ Pré-precipitação: adição de produto químico em um ponto que possibilite a remoção dos precipitados junto com o lodo primário (Figura 3.4). A pré-precipitação associada à de unidade de sedimentação para remoção de material particulado caracteriza o processo CEPT. No tratamento primário avançado deve ser dada atenção à eventual elevação do pH, decorrente da aplicação de sais metálicos e da cal, e ao aumento da concentração de sólidos inorgânicos em suspensão que poderão afluir ao processo de lodos ativados, interferindo na sua estabilidade.

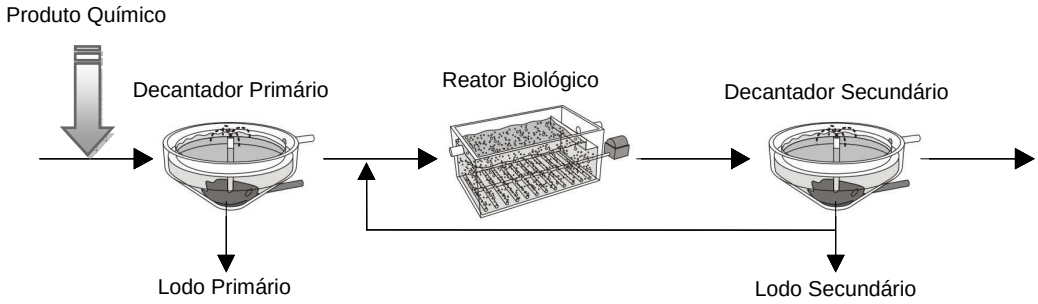


Figura 3.4: Aplicação de coagulante anterior ao tratamento primário (pré-precipitação).

- ✓ Precipitação simultânea: adição de produto químico no esgoto afluente ao tanque de aeração e/ou precedendo o decantador secundário. A precipitação simultânea se aplica ao processo de lodos ativados (Figura 3.5). Em outros processos biológicos de tratamento a coagulação deverá ser implementada apenas no segundo ponto.

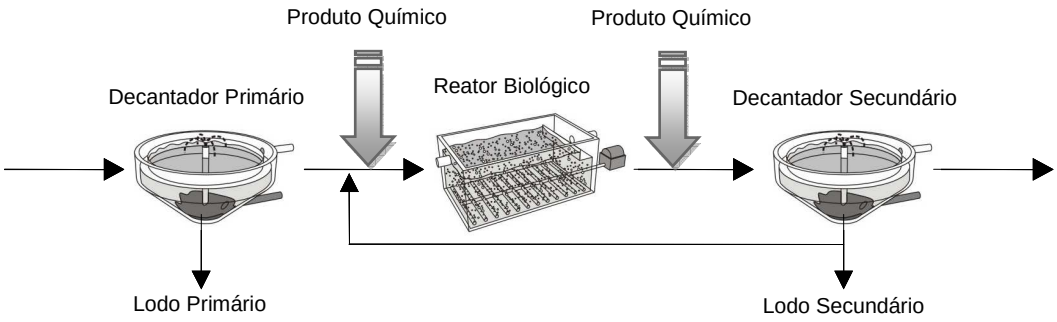


Figura 3.5: Aplicação simultânea de coagulante no tratamento secundário (precipitação simultânea).

- ✓ Pós-precipitação: esta configuração contempla a adição de produto químico após o tratamento secundário, sendo os precipitados removidos em unidade adicional para polimento final (decantador, flotador ou filtro). Este tratamento terciário (Figura 3.6) adéqua-se ao pós-tratamento de reatores UASB e de lagoas de estabilização. O polimento final promove, além da redução da concentração de P no efluente tratado, uma remoção complementar de sólidos dissolvidos. O emprego de filtros terciários deve ser considerado quando os requisitos para lançamento de P no corpo receptor são muito restritivos.

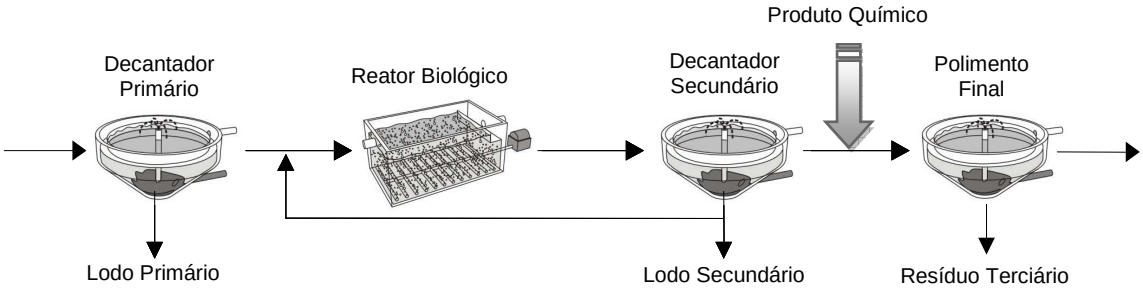


Figura 3.6: Aplicação de coagulante anterior ao tratamento terciário (pós-precipitação)

Além dessas configurações apresentadas, outras podem ser adotadas com objetivo de se obter melhor desempenho do tratamento físico-químico na remoção de fósforo e outros contaminantes, conforme ilustrado nas Figuras 3.7 e 3.8. Nestes dois exemplos observa-se a aplicação concomitante de produto químico em dois ou mais pontos da estação de tratamento de esgotos.

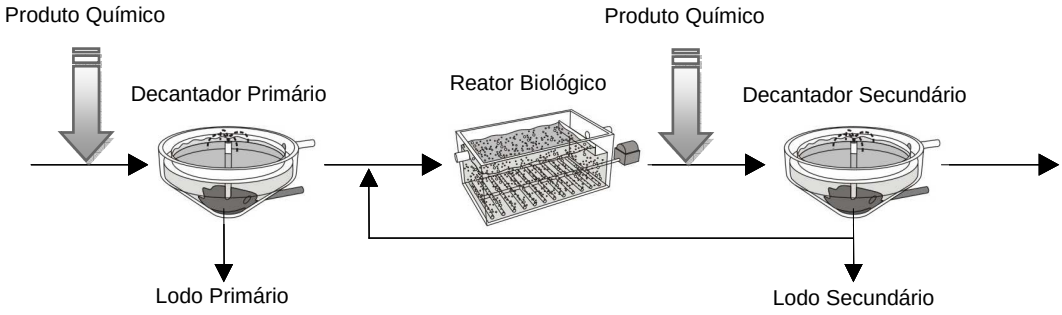


Figura 3.7: Aplicação simultânea de coagulante anterior às decantações primária e secundária.

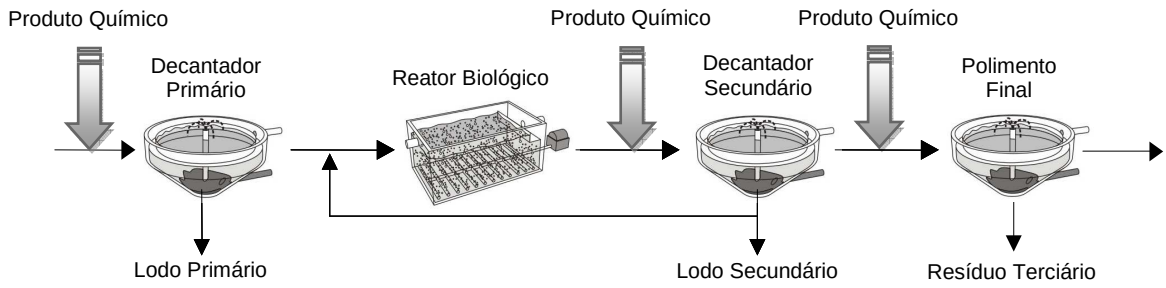


Figura 3.8: Aplicação simultânea de coagulante anterior às decantações primária, secundária e ao tratamento terciário.

Por serem os ortofosfatos mais facilmente removidos por precipitação que os polifosfatos e fósforo orgânico, a remoção físico-química de P se mostra mais eficiente quando aplicada após o tratamento secundário. Neste ponto, espera-se que os compostos fosfatados já tenham sido convertidos em ortofosfatos (SEDLAK, 1991).

Como pôde ser visto, a remoção físico-química do fósforo em estações de tratamento de esgotos sanitários traz consigo a flexibilidade operacional, permitindo o ajuste de dosagem e definição do ponto de aplicação dos produtos químicos em função da qualidade do esgoto afluente, dos requisitos legais e dos custos. Além disso, possibilita a adequação de estações existentes à evolução dos padrões de lançamento de efluentes. No entanto, deve-se considerar sempre a adaptação das estações para o adequado manejo do lodo uma vez que a adição de produtos químicos no processo de tratamento implica em aumento da quantidade e possível alteração das características de lodo gerado.

3.5. LODOS DE ESGOTOS SANITÁRIOS

3.5.1. Aspectos Teóricos

O lodo é um dos resíduos gerados no processo de tratamento de esgotos e requer adequado manejo em função do seu teor de umidade, superior a 95%, e elevado potencial poluidor. O manejo do lodo deve contemplar, portanto, a redução da sua umidade e material orgânico, adequando-o para disposição final ou para o uso agrícola. Processos para seu desaguamento e estabilização devem ser previstos como unidades componentes de uma ETE. Os conceitos aqui apresentados sintetizam o trabalho de ANDREOLI *et al.* (2001).

Alguns poluentes que se acumulam no lodo o conferem propriedades fertilizantes, como é o caso dos nutrientes. Outros, porém, implicam em riscos

sanitários e ambientais, destacando-se aqui os metais pesados e os organismos patogênicos. Esses contaminantes merecem cuidados adequados durante o tratamento e disposição da fase sólida. A ocorrência dessas substâncias ou organismos depende das características do esgoto afluente a ETE. Os grupos de patogênicos usuais no lodo são: helmintos, protozoários, fungos, vírus e bactérias; todos com presença em quantidade significativa.

O adequado manejo do lodo de esgoto contempla as seguintes etapas:

- ✓ Adensamento: remoção da umidade por processo físico, com redução de volume.
- ✓ Estabilização: degradação da matéria orgânica, controlada pela redução da concentração de sólidos voláteis.
- ✓ Condicionamento: preparação do lodo com a adição de produtos químicos para posterior desidratação, especialmente se esta ocorrer mecanicamente.
- ✓ Desaguamento: remoção da umidade, por métodos naturais ou mecânicos, com conseqüente redução de volume.
- ✓ Higienização: remoção de patogênicos, principalmente se a destinação final for direcionada ao uso agrícola.
- ✓ Disposição Final: disposição do resíduo devidamente tratado em local adequado.

O adensamento ou espessamento prévio do lodo para redução de seu volume é indicado para unidades de acumulação, cujos períodos de descartes são menores, impedindo o adensamento no interior do próprio tanque. Os processos mais utilizados são: adensamento por gravidade; por flotação com introdução de ar dissolvido; prensas desaguadoras e centrífugas. Essa etapa interfere diretamente no dimensionamento e na operação dos digestores, já que a redução de volume do lodo também implica em aumento da concentração dos seus contaminantes. O adensamento por gravidade é muito efetivo para lodos primários. Já a flotação é adequada principalmente para lodos produzidos pela deposição de biomassa suspensa (lodos ativados). A centrifugação tem sua aplicação normalmente limitada ao desaguamento de lodos provenientes do descarte de decantadores secundários no processo de lodos ativados.

A estabilização controlada da fração biodegradável do lodo tem por objetivo minimizar a geração de odores e reduzir a concentração de patógenos, facilitando sua disposição final. A estabilização pode ocorrer por via biológica (digestão aeróbia e anaeróbia), química e térmica. A digestão aeróbia, assim como a secagem térmica, ainda é pouco difundida no Brasil. Este processo é recomendado para o tratamento de

lodo excedente de ETEs com remoção biológica de nutrientes. A estabilização química consiste em adicionar cal ao lodo já desaguado, elevando o pH a valores superiores a 12, tornando o meio agressivo à sobrevivência de microrganismos. Deve-se considerar que esse processo dispensa a digestão biológica, mas não remove a matéria orgânica e aumenta o volume de lodo a ser disposto (TSUTIYA *et al.*, 2001).

O desaguamento ou desidratação do lodo posterior à estabilização tem como principais resultados: redução dos custos de transporte, melhoria nas condições de manuseio da torta produzida, redução da umidade possibilitando posterior incineração e redução da produção de lixiviados quando dispostos no solo. Os métodos utilizados para o desaguamento podem ser naturais, baseados na percolação e evaporação da água. Esses sistemas, destacando-se os leitos de secagem e as lagoas de lodo, apresentam simplicidade operacional com custos reduzidos, mas demandam grandes áreas para sua instalação. Já os processos mecanizados, onde se enquadram as centrífugas, os filtros-prensa e os filtros a vácuo, resultam em instalações compactas capazes de acelerar o processo de desidratação. Para tanto, deve-se considerar os custos de operação e manutenção mais elevados. O desaguamento pode ser precedido de um condicionamento químico a fim de aumentar a concentração de sólidos, elevando a eficiência da desidratação. Para tanto, se faz uso de coagulantes metálicos ou polímeros. O lodo do CEPT, já devidamente floculado no tratamento da fase líquida, dispensa este condicionamento, apresentando boa capacidade de desaguamento.

A higienização do lodo desaguado tem por objetivo reduzir a concentração de patógenos para níveis que minimizem o risco de contaminação quando dispostos no solo. A implementação dessa etapa dependerá da alternativa de disposição adotada. A higienização poderá ser feita por: (a) via térmica; (b) via química, com auxílio de alcalinizante; (c) via biológica, sendo uma das alternativas a vermicultura; e (d) via radiação, com o emprego de radiação Beta e Gama.

As características do resíduo a ser disposto devem se enquadrar ao uso pretendido. O uso benéfico do lodo objetiva aproveitar suas propriedades fertilizantes e de condicionador do solo. Neste caso, deve-se prever a adequada higienização a fim de garantir a segurança de quem irá manuseá-lo. Quando a disposição tem como fim apenas o descarte do resíduo, deve-se maximizar o desaguamento e cuidar para que os contaminantes acumulados na torta não causem impacto no local indicado para disposição.

3.5.2. Lodo Produzido no Tratamento Primário

Numa ETE podem-se identificar alguns tipos de lodo: (a) lodo primário, proveniente do decantador primário e composto por sólidos suspensos removidos do esgoto bruto e apresenta odor ofensivo; (b) lodo biológico ou secundário, gerado em processos de tratamento biológico; (c) lodo misto, resultante da mistura dos lodos primário e secundário; e (d) lodo químico, produzido em estações que incorporam sais metálicos ou polímeros para promover a precipitação química.

Para a adequada concepção da planta de tratamento da fase sólida é preciso conhecer as características do lodo produzido. Essas características dependem do tipo de tratamento implementado para a fase líquida.

CASSINI (2003), ao considerar algumas possibilidades de tratamento de esgotos, estima que a produção de lodo no tratamento anaeróbio equivale a cerca de 20% daquela verificada nos processos aeróbios. A associação dos processos anaeróbio e aeróbio permite uma redução em 40% do lodo produzido quando comparado ao tratamento aeróbio simples. Já o tratamento primário quimicamente assistido apresenta uma produção específica de lodo cerca de 20% maior que o tratamento aeróbio e 100% superior à de processos combinados (anaeróbio+aeróbio). A Tabela 3.5 apresenta a produção de lodo média estimada para algumas linhas de tratamento de esgotos domésticos.

Tabela 3.5: Produção de lodo em diferentes processos de tratamento.

TIPO DE LODO	g ST/(hab.dia)	L/(hab.dia)	ST (%)
Lodos Ativados Convencional Lodo misto* bruto e adensado	80	2,00	4
Lodos Ativados Convencional Lodo misto digerido e desidratado	50	0,20	22
UASB Lodo misto* descartado	31	0,50	6
UASB Lodo misto descartado e desidratado	31	0,12	25
CEPT + Lodos Ativados Convencional Lodo misto* bruto e adensado	85	2,10	4
CEPT + Lodos Ativados Convencional Lodo misto* digerido e desidratado	60	1,20	5

Fonte: adaptado de CASSINI (2003)

* Lodo misto é decorrente da mistura do lodo primário com o lodo secundário

A produção de lodo no tratamento primário depende de alguns aspectos, tais como: características do esgoto bruto; tempo de retenção deste lodo no interior do

decantador, que se reflete no seu teor de sólidos; características dos sólidos sedimentados; tipo de remoção do lodo (manual ou mecanizada); intervalo entre descargas de lodo. O teor de sólidos usual do lodo primário varia entre 2 e 6%. Caso o intervalo entre limpezas do DPC seja elevado, o lodo aí acumulado pode exalar fortes odores em função das condições sépticas propiciadas por esta operação.

Em reatores UASB, a acumulação do lodo se dá após alguns meses de operação da unidade, com descartes periódicos para evitar a perda de sólidos no efluente tratado. Como características positivas do lodo produzido no UASB destacam-se: material com elevado grau de estabilização, permitindo sua imediata desidratação; elevado teor de sólidos, entre 3 e 5%, de fácil desidratação; possibilidade de disposição agrícola desde que controlados os patógenos. A NBR 12.209 considera que o lodo removido dos reatores tipo UASB é classificado como estabilizado e pode ser encaminhado diretamente para desidratação ou desaguamento.

O manejo e disposição do lodo gerado no CEPT são as maiores dificuldades associadas à precipitação química. Apesar de apresentar menores problemas quanto à emissão de maus odores, se comparado ao lodo primário, o lodo químico apresenta geralmente uma taxa de decomposição reduzida.

O volume de lodo gerado no tratamento primário avançado pode chegar a 0,5% do volume de esgoto sanitário tratado quando o coagulante utilizado é a cal (METCALF & EDDY, 1991). Com o emprego de novos produtos químicos que requerem dosagens inferiores, o aumento de volume de lodo primário gerado no CEPT passa a ser pertinente à melhoria da eficiência remoção de SST nesta etapa de tratamento, já que a contribuição pela adição de produto químico é mínima (CHAGNON, 2002). HARLERMAN & MURCOTT (2001) estimam que, para uma baixa dosagem de coagulante, o CEPT gere de 10 a 15% a mais de lodo quando comparado ao tratamento convencional.

Ao empregar o sulfato de alumínio como coagulante, estima-se que o lodo removido do decantador do CEPT produza de 60 a 70 g SS/(hab.dia) com 65 a 68% de fração volátil. O volume produzido fica na ordem de 2,0 a 7,0 L/(hab.dia). Quando o coagulante utilizado é o cloreto férrico, a produção de lodo a ser disposto aumenta em cerca de 10 – 12%, comparado ao sulfato de alumínio (TSUTIYA *et al.*, 2001).

As altas dosagens de coagulantes aplicadas nas estações CEPT norueguesas, necessárias devido o elevado pH natural do esgoto, promovem uma elevada produção de lodo primário (0,27 kg/m^3 de esgoto tratado com um TS entre 3 e 6%). A produção apresenta-se maior em plantas que utilizam o sulfato de alumínio como coagulante

primário (0,28 kg/m^3 de esgoto tratado). As instalações que empregam o $FeCl_3$ produzem cerca de 0,17 kg de lodo por m^3 de esgoto tratado. Em geral, o lodo dessas estações é espessado e desaguado por equipamentos como centrífugas e filtro prensa, não se verificando como prática usual sua prévia digestão (ODEGAARD, 1992).

Estudos conduzidos por JIMÉNES-CISNEROS (1995) sobre o CEPT verificaram que a produção de lodo foi semelhante para os três produtos químicos avaliados (hidróxido de cálcio, sulfato de alumínio e cloreto férrico) e equivalentes a 8,1 kg/m³ de esgoto tratado. Uma variação dos resultados foi observada quando considerada a produção de lodo em volume: 51 L/m³ de esgoto tratado, quando aplicados 250 mg/L de hidróxido de cálcio; 21 L/m³ (50 mg/L de sulfato de alumínio) e 27 L/m³ (50 mg/L de cloreto férrico). Esses resultados indicam um maior adensamento do lodo produzido pelos dois últimos coagulantes.

Estudos em bancada realizados por POON & CHU (1999), utilizando $FeCl_3$ associado a polímero aniônico, buscaram caracterizar o lodo do CEPT e do DPC. Os parâmetros físicos avaliados foram:

- ✓ Teor de Sólidos (TS): o lodo do CEPT apresentou maior TS (2,28 – 2,64%) em função da sua boa eficiência na remoção de SST, que se acumulam no decantador.
- ✓ Índice Volumétrico de Lodo (IVL): o CEPT apresentou valores de IVL superiores a 100 mL/L (109 – 123 mL/L), indicando dificuldade de sedimentação ou elevada quantidade de flocos a serem precipitados. Nesse caso, deve-se considerar o adensamento mecânico do lodo como solução de manejo da fase sólida.
- ✓ Tempo de Sucção Capilar (TSC): essa medida, dada pelo tempo gasto para se filtrar uma amostra de lodo, avalia a capacidade de desaguamento do lodo. Valores reduzidos de TSC, como os obtidos nas amostras de lodo do CEPT (37 – 49 segundos), representam a boa filtrabilidade do resíduo.
- ✓ Índice de Sedimentabilidade Centrífuga (ISC): é um outro indicador de capacidade de desaguamento, determinado pela concentração de SST do sobrenadante da amostra centrifugada em relação ao SST inicial do lodo. Considera-se que menores valores de ISC (%) indicam boa capacidade de desaguamento. O lodo do CEPT obteve bons resultados (43 – 51%) quando comparado ao DPC (87%).

O bom desempenho do CEPT na remoção de SST se refletiu na elevada concentração de metais pesados em seu lodo, independente da dosagem de produtos químicos aplicada. Conclusivamente, POON & CHU (1999) apresentam o CEPT como

uma boa alternativa de tratamento capaz remover metais pesados, produzindo um lodo com boas características de desaguamento e de filtrabilidade que permitem minimizar os custos com o manejo desse resíduo.

CHU *et al.* (1998) caracterizaram lodos retirados de três diferentes unidades da ETE: decantação quimicamente assistida, decantação secundária (lodo bruto) e digestor anaeróbio do lodo. O tratamento CEPT utilizou como produto químico o $FeCl_3$ associado a um polímero orgânico aniônico. Dos três lodos avaliados, o lodo químico apresentou menor teor de sólidos (0,4%). Quando o parâmetro analisado foi o IVL, o lodo do CEPT obteve melhor desempenho (70 mL/L), caracterizando uma boa capacidade de sedimentação. Sua capacidade de desaguamento foi comprovada pelo baixo valor do ISC (22), muito inferior aos determinados nas outras amostras. A elevada concentração de amônia, nitrato e fosfato na amostra coletada no CEPT confirma seu bom desempenho na remoção de nutrientes. Esses resultados indicam condições positivas para manejo do lodo do CEPT, quando consideradas características físicas de adensamento, desaguamento e concentração de nutrientes. Todavia, os autores recomendam atenção para os riscos de disposição final ou uso agrícola do lodo quando verificadas elevadas concentrações de amônia e metais pesados na sua composição.

Ao realizar o balanço de massa da ETE Goiânia (vazão de 1,0 m^3/s), verificou-se que o sistema 'CEPT+Lodos Ativados' proporcionou um incremento na produção de lodo de 32% quando comparado à configuração 'DPC+Lodos Ativados'. A dosagem de coagulante prevista foi de 30 mg/L de $FeCl_3$. Valores similares de incremento na produção de lodo foram observados na ETE Hyperion, em Los Angeles, alcançando 30% para a operação do CEPT (dosagem de 30 mg/L de $FeCl_3$) e 24% quando este está associado ao lodo ativado (JORDÃO & FIGUEIREDO, 2005).

A Tabela 3.6 resume os resultados obtidos em diferentes estudos em relação à produção e às características do lodo produzido no CEPT.

Tabela 3.6: Características do lodo produzido no CEPT.

AUTOR	PRODUTO	DOSAGEM (mg/L)	PRODUÇÃO		TS* (%)
			L/(hab.d)	gSS/(hab.d)	
ODEGAARG (1992)	$Al_2(SO_4)_3$	-	-	0,27 kg/m³	3–6
	$FeCl_3$	-	-	0,17 kg/m³	
JIMÉNEZ-CISNEROS (1995)	Cal	250	51 L/m³	8,1 kg/m³	-
	$Al_2(SO_4)_3$	50	21 L/m³		
	$FeCl_3$	50	27 L/m³		
CHU *et al.* (1998)	$FeCl_3$ + Aniônico	-	-	-	0,4
POON & CHU (1999)	$FeCl_3$ + Aniônico	30 + 0,5	-	-	2,3–2,6
HARLERMAN & MURCOTT (2001)	CEPT gera 10 -15% mais lodo do que tratamento biológico convencional				
ANDREOLI *et al.* (2001)	Decantação Convencional		0,9 – 2,0	35 – 45	2-4
	CEPT		2,0 – 7,0	60 - 70	1-3
	UASB		0,2 – 0,6	12 - 18	3-6
TSUTIYA *et al.* (2001)	$Al_2(SO_4)_3$	-	2,0 a 7,0	60 -70	-
	$FeCl_3$	-	-	66 – 78	
CASSINI (2003)	UASB		0,50	31	-
	CEPT + LAC		2,10	85	
JORDÃO E FIGUEIREDO (2005)	$FeCl_3$	30	CEPT = DPC + 30% CEPT + LAC = (DPC + LAC) + 24%		

TS – Teor de Sólidos.

LAC – Lodos ativados convencional.

A recuperação dos sais de alumínio por meio de acidificação do lodo primário apresenta-se como nova estratégia para redução do volume do resíduo sólido a ser manejado no CEPT, refletida na redução dos seus custos operacionais. XU *et al*. (2009) conseguiram recuperar cerca de 80% do coagulante, sendo este reutilizado sem alteração do desempenho do CEPT. Adicionalmente verificaram que tal procedimento proporcionou uma redução de 35% na produção de lodo.

Alguns estudos têm sido desenvolvidos com o objetivo de avaliar o desempenho de processos na higienização de lodo do CEPT, adequando-o ao uso agrícola. Dentre eles, os métodos que se mostraram mais adequados foram a compostagem e o térmico (MADERA *et al*., 2007 e ARAQUE, 2006).

O acúmulo de sais de alumínio e ferro no lodo depositado no decantador primário pode ser comprovado pelo sobrenadante do CEPT, cuja análise indica a ausência de residuais desses coagulantes (HARLERMAN & MURCOTT, 1992 *apud* CHAGNON, 2002). Esse acúmulo altera as características típicas do lodo, podendo interferir na etapa de digestão, principalmente quando o coagulante utilizado contém alumínio.

3.5.3. Estabilização do Lodo

A estabilização anaeróbia do lodo emprega os mesmos conceitos degradação anaeróbia discutida no item 3.3.2, quando se apresentou os princípios de tratamento do reator UASB. A digestão anaeróbia do lodo tem por principais objetivos a redução da quantidade de sólidos do lodo por processos de liquefação e gaseificação; a diminuição da concentração de organismos patogênicos; a estabilização da matéria orgânica presente no lodo para que esta não demande oxigênio do meio em que for disposta; a adequação do lodo para a etapa de desidratação (SILVA, 2008). Normalmente o lodo bruto é rico em macro e micronutrientes necessários para o desenvolvimento do processo de digestão.

Já se observou que a utilização de sulfato de alumínio como coagulante em unidades CEPT provoca a inibição da digestão anaeróbia do lodo gerado. Testes em bancada verificaram que, nessas condições, há uma diminuição na remoção de sólidos voláteis e acumulação de ácidos graxos. Essa acumulação provoca a redução de pH do meio com conseqüente diminuição da capacidade do sistema em converter matéria orgânica em metano. Destaca-se o fato de que o alumínio associado ao sulfato produz um efeito sinérgico de inibição. A estimulação dos microrganismos metanogênicos pode ser obtida pela introdução complementar de nutrientes necessários ao seu metabolismo (Fe, Co, Ni e Mo) e de bacilos. Os testes conduzidos por NOYOLA & TINAJERO (2005) verificaram que, ao acompanhar a digestão de duas pequenas unidades, o enriquecimento do lodo do CEPT com micronutrientes e bacilos resultou numa diminuição do tempo de detenção do digestor (de 20 dias para 15 dias) e aumento da carga orgânica aplicada (de 1,2 kg SV/m^3.dia para 1,6 kg SV/m^3.dia).

A estabilização química, também conhecida como estabilização alcalina, consiste na adição de cal em quantidade suficiente para que se consiga uma elevação de pH do lodo a valores superiores a 12 por duas horas, condição inadequada para a sobrevivência de microrganismos. A adição de cal pode ocorrer antes do desaguamento do lodo, denominado pré-tratamento, ou após o desaguamento, como pós-tratamento. Nessas condições de pH elevado, verifica-se a liberação de sulfeto de hidrogênio, provocando o surgimento de maus odores.

No caso do emprego da estabilização química como pré-tratamento, deve-se considerar a demanda de maior dosagem de cal para se obter a desejada elevação de pH, uma vez que o volume de lodo a ser estabilizado é maior nesta etapa de tratamento. O pós-tratamento com cal possibilita o uso da cal virgem, cuja reação exotérmica com a água provoca a elevação da temperatura da mistura para cerca de

50℃, condição adequada para higienizar o lodo. Mesmo que o lodo tenha sido desaguado, não é necessária a adição de água para promover esta reação. Para que o processo seja mais eficiente, torna-se fundamental a adequada mistura entre o lodo e a cal.

Como este processo de estabilização química não digere os sólidos voláteis do meio observa-se um incremento considerável no volume de lodo a ser disposto, ao qual deve ser ainda agregado o volume da cal adicionada a este resíduo. Segundo SILVA (2008), a estabilização química com cal gera cerca 77% mais lodo que o processo de digestão anaeróbia. O acréscimo de peso proporcionado pela adição de cal equivale a 20% dos sólidos totais do lodo.

Considerados processos idênticos de tratamento de esgotos, a estabilização química com cal se mostra mais vantajosa sob o ponto de vista econômico, quando comparada à digestão anaeróbia. Em estações de grande porte, onde se verifica uma elevada produção de lodo, a implementação da estabilização química pode ser inviabilizada por conta dos custos operacionais.

A estabilização química é utilizada no manejo do lodo da ETE Goiânia/GO, que utiliza o CEPT para tratar uma vazão média de 1,1 m³/s. Nesta planta a adição de cal ocorre numa proporção de 20% da concentração de sólidos totais no lodo. Após a calagem, a esta torta passa a apresentar as seguintes características: 36,6% de ST, 290 NMP/100 ml de coliformes termotolerantes e 0,1 ovos de helmintos viáveis (SANT'ANNA *et al*., 2005).

3.6. TECNOLOGIA CEPT – PANORAMA ATUAL

O CEPT tem sido utilizado em muitos países como alternativa capaz de minimizar os efeitos da variação da qualidade e da quantidade dos esgotos domésticos afluentes à ETE, requerendo para tanto menores custos de investimento (CHAGNON, 2002).

Por apresentar estabilidade operacional principalmente quando o clima não favorece o tratamento biológico, agregada ao bom desempenho na remoção de fósforo e matéria orgânica, a utilização do CEPT se popularizou na Noruega. O coagulante mais utilizado é o sulfato de alumínio, adotado em cerca de 80% das estações norueguesas. Instalações de maior porte aplicam o $FeCl_3$ para o tratamento químico. A média de remoção observada em 87 plantas avaliadas foi: 91% de SST, 81% de DBO_7, 73% de DQO e 94% de P. Apesar da eficiência de remoção de

nitrogênio total não se mostrar representativa (28%), o processo removeu significativamente a fração particulada desse nutriente (ODEGAARD, 1992).

NENOV (1995) avaliou, a partir de ensaios em laboratório, a implementação do CEPT na ETE de Ravda/Bulgária. Em testes de coluna de sedimentação foi possível identificar a considerável diferença na remoção de SST, na faixa de 25%, entre a decantação primária convencional e o CEPT (40 mg/L de $FeCl_3$). O trabalho verificou também a influência do tratamento químico sobre o tratamento biológico. O teste, realizado em paralelo com efluente de DPC, destacou o melhor desempenho do tratamento secundário quando recebeu o efluente de CEPT para as mesmas condições operacionais. Segundo HARLERMAN & MURCOTT (1992) *apud* NENOV (1995) esse resultado pode ser explicado pela elevada proporção de DBO solúvel presente no esgoto pré-tratado quimicamente. A remoção promovida pelo CEPT, segundo resultados obtidos em bancada, foi: 62% de SST, 53% de DBO, 70% de P e 25% de N.

Alguns estudos sobre reúso de efluentes tratados foram conduzidos na Cidade do México, onde há muito tempo se realiza a aplicação de esgoto bruto na irrigação. Se por um lado observa-se um incremento da produtividade agrícola, por outro tal prática é responsável pela elevada incidência de infecções intestinais na região irrigada. A utilização do efluente do CEPT como água de irrigação pode garantir sua qualidade microbiológica, principalmente no controle de ovos de helmintos, além de possibilitar a manutenção da matéria orgânica solúvel. Para avaliar esse panorama, JIMÉNEZ-CISNEROS (1995) realizou testes, com auxílio do *Jar Test*, utilizando diferentes coagulantes: hidróxido de cálcio (250 mg/L), sulfato de alumínio (50 mg/L) e cloreto férrico (50 mg/L). Os desempenhos obtidos, comparados ao DPC, encontram-se resumidos na Tabela 3.7.

Tabela 3.7: Desempenho do DPC e do CEPT considerando diferentes coagulantes.

Parâmetro	Remoção no DPC (%)	Remoção no CEPT (%)		
		250 mg/L Cal	50 mg/L Al	50 mg/L Fe
SST	30	57	64	72
Turbidez	-	25	39	85
DQO	7	28	28	39
DBO	8	29	31	29
Helmintos (ovos)	34	Valores inferiores a 1 ovo/L		
Coliformes Fecais	88	Valores inferiores a 1.250 NMP/100 mL		

Fonte: adaptado de JIMÉNEZ-CISNEROS (1995)

Esses resultados destacam o bom desempenho do CEPT em relação ao DPC no tratamento de esgotos domésticos, inclusive na remoção de patogênicos, independente do produto químico utilizado. Neste caso, os melhores resultados foram alcançados quando o cloreto férrico foi usado.

NACHEVA *et al.* (1996) avaliaram a efetiva contribuição da associação de polímero com $FeCl_3$ na remoção de contaminantes. Os resultados mostraram que o uso conjugado dos dois produtos permitiu um aumento no desempenho do processo em até 24% para SST, 12% para DQO e 14% para cor e turbidez. A diferença na performance indicada nos resultados anteriores destaca o fato de que a dosagem ótima necessária para remoção de um parâmetro não coincide necessariamente com aquela requerida para outros contaminantes. Seus testes obtiveram também remoção completa dos ovos de helmintos, cujo valor afluente era de 48 ovos/L.

Nos seus estudos com testes de jarro utilizando esgotos afluentes à ETE de Hong Kong, POON & CHU (1999) observaram uma remoção de 60% de SST do esgoto doméstico para a dosagem de 30 mg/L de $FeCl_3$ e 0,5 mg/L de polímero aniônico. Nos testes em maior escala (utilizando 10 litros de esgoto), mantendo-se a dosagem e a condição de batelada, os percentuais de remoção de SST, nitrogênio e fósforo foram superiores a 80%, 70% e 40%, respectivamente.

Na ETE de Point Loma (Califórnia/EUA) as remoções foram de 85% de SS, 55% de DBO e 85% de fósforo para uma taxa de aplicação superficial de 108 m^3/m^2.dia. Já em Hong Kong, o CEPT implantado com vazão média de 20 m³/s alcançou percentuais de remoção iguais a 85% para SS e 74% de DBO (HARLEMAN & MURCOTT, 2001).

A Tabela 3.8 resume os resultados obtidos pelos diferentes estudos relatados neste trabalho.

Tabela 3.8: Desempenho do CEPT segundo diferentes condições experimentais.

AUTOR	PRODUTO	DOSE (mg/L)	TAS ($m^3/m^2.d$)	ESCALA	DQO E%	DBO E%	SST E%	Pt E%
ODEGAARG (1992)	$Al_2(SO_4)_3$ e $FeCl_3$	-	VAR	Real	73	81	91	94
NENOV (1995)	$FeCl_3$	40	-	Coluna	53	62	70	25
JIMÉNEZ-CISNEROS (1995)	Cal	250	-	Bancada	28	29	57	-
	$Al_2(SO_4)_3$	50	-	Bancada	28	31	64	-
	$FeCl_3$	50	-	Bancada	39	29	72	-
	Decantação Convencional			Bancada	7	8	30	-
POON & CHU (1999)	$FeCl_3$ + Aniônico	30 + 0,5	-	Bancada	-	-	80	40
HARLERMAN & MURCOTT (2001)	ETE Point Loma/EUA		108	Real	-	55	85	85
	ETE Hong Kong		-	Real	-	74	85	-
TSUKAMOTO (2002)	Riviera de São Lourenço/SP			Real	55-75	50-66	80-95	82-87
OLIVE (2002)	$FeCl_3$ + Tanfloc	30 + 10	-	Bancada	64	-	80	90
JORDÃO E FIGUEIREDO (2005)	Pavuna (2001)			Real	-	64	65	-
	Sarapuí (2001)			Real	-	42	72	-
SANT'ANNA *et al.* (2005)	$FeCl_3$ + Aniônico	26 + 0,47	-	Real	-	57	81	-

CHAVEZ *et al.* (2006) propõem a utilização da distribuição do tamanho das partículas (DTP) no controle de qualidade do efluente do CEPT para fins de reúso, ao invés da usual determinação de SST. Seu trabalho consistiu em promover o tratamento físico-químico tendo como meta a remoção de partículas com dimensões superiores a 20 µm. Este limite garante a remoção de ovos de helmintos, cujo tamanho varia entre 20 a 80 µm. Os testes conduzidos utilizando a DTP como critério de controle operacional produziram um efluente de melhor qualidade, quando comparado ao efluente cujo controle foi feito com o parâmetro SST, indicado para o reúso agrícola. Adicionalmente, este procedimento requereu uma dosagem de coagulantes três vezes menor, além de consumir menos energia em função dos reduzidos gradientes de velocidade necessários para efetivar a coagulação e floculação. A DTP também foi utilizada com sucesso em estudos de XU *et al*. (2006).

3.6.1. Tecnologia CEPT no Brasil

O emprego do CEPT no Brasil tem aumentado por apresentar menor custo de investimento para implantação de ETEs cuja concepção se baseia na etapalização dos níveis de tratamento. O processo também se adéqua às situações em que o aumento

das vazões afluentes as estações requer adaptação do sistema existente com menor requisição de área para a ampliação.

A ETE de Riviera de São Lourenço (Bertioga/SP) tem como inconveniente operacional a carga adicional gerada pela grande flutuação populacional em determinados períodos do ano. Como solução ao colapso do sistema de tratamento de esgoto nessas ocasiões implantou-se duas unidades CEPT precedendo as lagoas anaeróbias existentes. As remoções alcançadas na operação do tratamento físico-químico foram: 80 a 95% de SST, 55 a 75% de DQO, 50 a 66% de DBO e 82 a 87% de fósforo. O CEPT aumentou a capacidade de tratamento em 250%, utilizando para tanto uma área reduzida de ampliação (TSUKAMOTO, 2002).

Utilizando testes de jarro e esgoto doméstico da cidade de Alfenas/MG, OLIVE (2002) avaliou o desempenho de alguns coagulantes no tratamento desse efluente: sulfato de alumínio, $FeCl_3$, Tanfloc e polímero sintético neutro. Dentre esses, o Tanfloc e o $FeCl_3$ apresentaram os melhores resultados. Foram realizados também testes que avaliaram a combinação de produtos químicos, sob duas cargas (30 e 60 m/dia), e melhor desempenho foi apresentado pela solução de 30 mg/L de $FeCl_3$ e 10 mg/L de Tanfloc. A remoções máximas alcançadas nesse estudo foram de: 80% de SS, 75% de turbidez, 64% de DQO e 90% de fósforo. Podem-se fazer algumas observações importantes com base nos resultados apresentados: (a) o desempenho na remoção de SST e turbidez é inversamente proporcional à TAS; (b) a eficiência de remoção de DQO não variou significativamente com a taxa aplicada; e (c) mesmo com bom desempenho no tratamento dos esgotos domésticos, o CEPT não conseguiu enquadrar o efluente tratado ao padrões requeridos pela legislação.

Os resultados médios de remoção obtidos na operação de algumas ETEs brasileiras que utilizam o CEPT foram apresentados por JORDÃO & FIGUEIREDO (2005) e encontram-se resumidos a seguir.

- ✓ Pavuna (RJ): 64,7% de SST e 63,6% de DBO (ano de referência: 2001).
- ✓ Sarapuí (RJ): 72,1% de SST e 41,6% de DBO (ano de referência: 2001).

Na ETE Goiânia as eficiências médias obtidas foram de 57% para DBO e 80,5% para SST. Nesta estação aplica-se uma dosagem de 26 mg/L de $FeCl_3$ associado a 0,47 mg/L de polímero aniônico (SANT'ANNA *et al.*, 2005).

Possíveis efeitos de toxicidade do efluente do CEPT sobre a planta foram descartados ao utilizar o efluente do CEPT para irrigação controlada de área cultivada com milho. No entanto, e de maneira similar a efluentes de outros processos convencionais de tratamento de esgotos, a água de irrigação apresentou

concentrações médias de elementos nutrientes aquém dos valores requeridos pela cultura (FLORENCIO *et al*., 2006).

3.6.2. Custos de Implantação, Operação e Manutenção do CEPT

Tecnologias de tratamento de esgotos que apresentem baixo custo de implantação e operação, bom desempenho e facilidade operacional precisam ser desenvolvidas para atender a demanda de países em desenvolvimento (AIYUK *et al.*, 2004). Nesse sentido, o CEPT se enquadra como uma alternativa econômica ao tratamento secundário convencional. Em contrapartida, sua implementação requer despesas operacionais para aquisição de produtos químicos e adequado manejo de um maior volume de lodo. Essas variáveis suscitam o questionamento sobre as vantagens técnicas e econômicas de implementação da tecnologia.

CHAGNON (2002) apresenta dados sobre custos de capital, de operação e manutenção (O&M) para diferentes concepções de tratamento, retirados do *National Research Council* - EUA (1992). Esses resultados indicam que, em termos totais, o CEPT demanda cerca da metade das despesas requeridas pelo tratamento biológico convencional e é minimamente mais oneroso que o tratamento primário convencional.

ODEGAARD (1992) estimou para estações norueguesas que empregam a tecnologia CEPT um custo total de tratamento em 0,23 US$/m³ de esgoto tratado, composto por custo de operação (0,09 US$/m³) e custo de capital (0,14 US$/m³). Custos envolvendo estimativas européia e americana foram sintetizadas por NENOV (1995) e estão destacados na Tabela 3.9.

Tabela 3.9: Custos de capital e O & M estimados para Europa e Estados Unidos.

Solução Tecnológica	Custos de Capital (US$/m³)		Custos de O&M (US$/m³)		Custos Totais (US$/m³)	
	UE	EUA	UE	EUA	UE	EUA
Primário Convencional	0,12	0,09-0,11	0,05	0,05-0,06	0,17	0,14-0,17
CEPT	0,12	0,11-0,14	0,08	0,06-0,07	0,20	0,17-0,21
Biológico de Alta Carga	0,15	0,24-0,26	0,13	-	0,28	-

Fonte: NENOV (1995)

JORDÃO *et al.* (2002) avaliaram os custos de investimento e O&M ao longo de 25 anos para duas configurações consideradas de baixo custo. A vazão utilizada como referência foi de 1,0 m³/s e os resultados, em valor presente, foram:

- ✓ CEPT + Lodos Ativados: essa concepção previu a estabilização química do lodo. O custo total estimado foi de R$ 13,9 x 10^6.
- ✓ UASB + Lodos Ativados: nesse caso, o próprio reator UASB realiza a estabilização do lodo ativado em excesso. O custo total estimado foi de R$ 12,4 x 10^6.

As duas soluções apresentaram valores totais similares. O CEPT requereu menor investimento de capital para sua implantação, todavia apresentou maiores gastos de O&M. Ambos os sistemas são técnica e economicamente viáveis como solução tecnológica de tratamento em países pobres e em desenvolvimento, possibilitando sua implantação em etapas.

Em estudos que avaliaram os custos para tratamento do lodo produzido na ETE Goiânia, pôde-se verificar que a estabilização química proporcionou uma economia de investimento da ordem de 44% em primeira etapa (CEPT) e 25% em segunda etapa (CEPT+Lodos Ativados), quando comparada com a digestão anaeróbia. Os custos de investimento estimados para algumas configurações de tratamento da referida ETE encontram-se na Tabela 3.10. Os resultados confirmam que o CEPT se apresenta como uma tecnologia apropriada para implantação em primeira etapa em função dos menores custos de investimento e bom desempenho na remoção de importantes poluentes (JORDÃO & VOLSCHAN, 2004).

Tabela 3.10: Custos de investimento (R$ x 10^6) estimados para ETE Goiânia.

Solução Tecnológica	Primeira Etapa (R$ x 10^6)	Segunda Etapa (R$ x 10^6)
Primário Convencional + Lodos Ativados + Digestão Anaeróbica do Lodo	17,1	56,8
CEPT + Lodos Ativados + Digestão Anaeróbica do Lodo	18,7	45,6
Primário Convencional + Lodos Ativados + Estabilização Química do Lodo	18,9	51,6
CEPT + Lodos Ativados + Estabilização Química do Lodo	10,5	37,5

Fonte: JORDÃO & VOLSCHAN (2004)

Os dados operacionais da ETE Goiânia apontam para um consumo mensal de 575 ton de $FeCl_3$ e 12,5 kg de polímero aniônico, resultando num custo para aquisição de produtos químicos de aproximadamente R$ 115.000,00 por mês (SILVA & SILVA, 2005).

Para definir o sistema de esgotamento a ser implementado com vistas à melhoria da qualidade da água na Baía de Guanabara, a Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente do Rio de Janeiro (FEEMA) utilizou um modelo para suporte de decisão para avaliar diferentes concepções para tratamento dos esgotos sanitários. As soluções consideradas, os níveis de eficiência esperados e os custos previstos estão apresentados na Tabela 3.11 (FEEMA, 1997).

Tabela 3.11: Eficiências e Custos estimados nas alternativas consideradas pela FEEMA para despoluição da Baía de Guanabara.

Solução Tecnológica	Eficiência de Remoção (%)				Custos (U$/m³)
	SST	DBO	Pt	Nt	Investimento + O&M
Tratamento Primário	60	30	15	15	0,964
CEPT	80	55	75	25	1,083
Lodos Ativados	90	90	30	30	1,756
Primário + Biológico	90	90	90	35	1,683
Biológico + Remoção parcial de N	90	95	90	60	2,088
Biológico + Remoção de N	90	97	95	85	2,580

Fonte: adaptado de FEEMA (1997)

Desta avaliação concluiu-se que o processo de tratamento CEPT seria capaz de aliar o bom desempenho na remoção de importantes contaminantes com um reduzido custo, se enquadrando à proposta de Programa de Despoluição da Baía de Guanabara.

Com a perspectiva de ampliar a capacidade das ETEs da região metropolitana de São Paulo (RMSP), SANTOS *et al.* (2002) avaliaram o emprego do CEPT. Da simulação feita destacam-se os seguintes aspectos: (a) o custo de aquisição de produtos químicos seria equivalente, em alguns casos, ao gasto atual da ETE com energia elétrica; (b) seria necessário ampliar a capacidade dos digestores em 60% e dos filtros prensa em 20%.

Complementando esta avaliação, RICCITELLI *et al.* (2005) apresenta os custos estimados para ampliação de algumas ETEs da RMSP, com base na revisão do Plano Diretor de Esgotos, considerando duas alternativas tecnológicas. Os valores encontrados apresentam-se resumidos na Tabela 3.12.

Tabela 3.12: Custos estimados (ano 2020) pelo Plano Diretor de Esgotos da RMSP.

ETE	Alternativas	Custos (x US$ 1.000)			
		Investim.	O&M	Disposição do Lodo	Total
Barueri	Tratamento Convencional*	320.901	1.730.297	202.202	**2.253.400**
	CEPT**	347.117	2.140.527	329.435	**2.817.079**
ABC	Tratamento Convencional*	59.383	309.963	74.504	**443.850**
	CEPT**	54.488	289.186	115.600	**459.274**
S. Miguel	Tratamento Convencional*	268.800	1.324.179	77.036	**1.670.015**
	CEPT**	238.414	1.173.901	92.798	**1.505.113**
Suzano	Tratamento Convencional*	79.501	286.084	36.969	**402.554**
	CEPT**	75.895	280.488	48.126	**404.509**

Fonte: RICCITELLI *et al.* (2005)

* Primário convencional + lodos ativados + remoção de nutrientes + manejo do lodo

** CEPT + Lodos Ativados + remoção de nutrientes + manejo do lodo

O emprego do CEPT como opção para otimização das grandes ETEs da RMSP não se confirmou como a mais econômica. Mesmo quando seus custos estimados de O&M eram inferiores aos determinados para o tratamento convencional, os gastos com a disposição do lodo se apresentaram como um fator limitante à adoção da tecnologia quimicamente assistida.

Partindo do conceito de tecnologias de baixo custo para tratamento de esgotos domésticos, também denominado LIST (*Low Investment Sewage Treatment*), alguns pesquisadores propõem associações de processos químicos, físicos e biológicos com o objetivo de promover a adequada remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes. Neste sentido, algumas concepções têm sido consideradas destacando-se a associação de CEPT com o UASB seguido de zeólitas regeneráveis. Esta configuração foi concebida para remover sólidos, matéria orgânica e fósforo nas duas primeiras etapas e amônia na última. O lodo gerado no CEPT pode ser estabilizado no reator UASB (AIYUK *et al*., 2004). Já a conjugação do CEPT com o filtro biológico percolador (FBP), proposta por AHMED (2007) traz como vantagem a compacidade das estruturas. O emprego do FBP possibilita a remoção da amônia requerendo para tanto menor consumo energético e com reduzida produção de lodo.

CAPÍTULO 04

4. METODOLOGIA

A parte experimental deste trabalho foi dividida em duas etapas: (1) Ensaios em Bancada, que abrangeram a realização de testes de jarros e testes de atividade metanogênica específica; (2) Ensaios em Campo, que contemplaram a operação em fluxo contínuo e os ensaios em coluna de sedimentação. Esses experimentos estão descritos a seguir.

4.1. ENSAIOS EM BANCADA

4.1.1. Testes de Jarro (*Jar Test*)

Os testes de jarro foram realizados com o objetivo de selecionar os produtos químicos adequados ao tratamento primário avançado de esgotos domésticos e suas respectivas dosagens. Os ensaios foram conduzidos no Laboratório de Engenharia de Meio Ambiente da Escola Politécnica da UFRJ (LEMA/UFRJ), utilizando esgotos sanitários provenientes do Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da UFRJ (CETE/UFRJ) com as seguintes características médias: 520 mg DQO/L, 190 mg DBO/L, 345 mg SST/L e 11 mg Pt/L. Para análises dos resultados tomou-se como referência a eficiência de remoção de 80% de turbidez, considerando-a equivalente à desejada eficiência de remoção de SST para o CEPT.

A metodologia dos ensaios de *Jar Test* foi adaptada daquela usual para o teste (Anexo I), segundo a seguinte rotina:

a) Mistura Rápida (rotação de 120 rpm, durante 1 minuto): no início dessa etapa, com o agitador já ligado, procedeu-se a adição do coagulante. A aplicação do polímero, quando este era empregado, ocorreu após o primeiro minuto do teste.

b) Mistura lenta (rotação de 40 rpm, durante 12 minutos): nessa etapa foi possível observar de maneira qualitativa as características dos flocos formados.

c) Decantação (sem agitação durante 20 minutos): ao final desse período procedeu-se a coleta das amostras de sobrenadante, de forma simultânea em todos os frascos. Os parâmetros utilizados para avaliação do desempenho de cada produto foram: turbidez (em NTU) e pH.

Os produtos químicos avaliados nesta etapa foram: Cloreto Férrico ($FeCl_3$); alguns policloretos de alumínio (PACs) disponíveis no mercado (Panfloc TE, Panfloc TE 6500, Panfloc Hiperplus, Panfloc P1009) e um coagulante à base de tanino (Tanfloc). Os produtos e suas principais características estão apresentados na Tabela 4.1. Foram testadas também associações de alguns desses produtos com polieletrólitos aniônico e catiônico. Os produtos sofreram adequada diluição para serem aplicados nos ensaios de jarros.

Tabela 4.1: Produtos químicos utilizados nos Testes de Jarro.

Produto Químico	Fornecedor	Características*
Cloreto Férrico	Cataguases	Densidade (g/cm³): 1,44 ± 0.02 Teor mínimo de $FeCl_3$: 38% Teor máximo de insolúveis: 0,5%
Panfloc TE	Pan Americana S.A.	Densidade (g/cm³): 1,3 – 1,4 Teor de Al_2O_3: 16% - 18,5% % cloreto (% m/m): 18,0 mínimo
Panfloc TE 6500	Pan Americana S.A.	Densidade (g/cm³): 1,24 – 1,33 Teor de Al_2O_3: 10% - 11% Teor de Sólidos (g/L): 437 - 492
Panfloc TE Hiperplus	Pan Americana S.A.	Densidade (g/cm³): 1,3 – 1,4 Teor de Al_2O_3: 22% % Cloreto (% m/m): 8,0 – 9,5
Panfloc P 1009	Pan Americana S.A.	Densidade (g/cm³): 1,23 – 1,27 Teor de Al_2O_3: 8,3% - 10,2% % Cloreto (% m/m): 19,0 – 23,0
Tanfloc SG	Tanac S.A.	Polímero orgânico catiônico de baixo peso molecular, fornecido na forma líquida

* Fonte: Catálogo dos fornecedores

4.1.2. Teste de Atividade Metanogênica Específica (AME)

Os testes conduzidos para acompanhar a atividade metanogênica do lodo gerado no CEPT tiveram por objetivo avaliar o risco de toxicidade dos produtos químicos

empregados sobre as reações de digestão anaeróbia. O aparato experimental montado foi adaptado das metodologias propostas por AQUINO *et al*. (2007), CHERNICHARO (2007) e BARRETO (2007). O esquema da montagem, representado na Figura 4.1, foi instalado no LEMA/UFRJ.

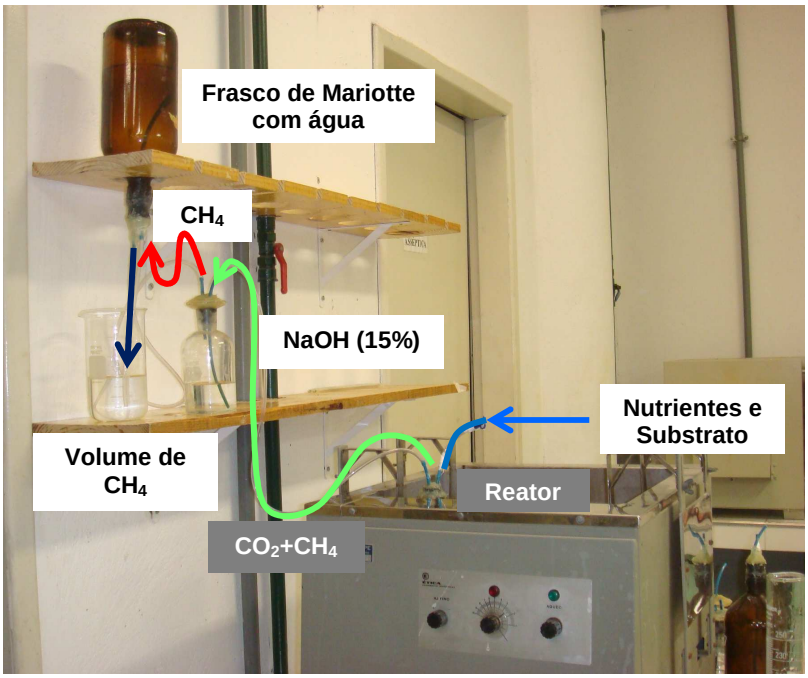


Figura 4.1: Aparato experimental montado para medir a AME do lodo químico produzido no CEPT.

Os experimentos foram conduzidos com lodos primários contendo quatro diferentes produtos químicos: Tanfloc, Panfloc TE, cloreto férrico e cloreto férrico associado a polieletrólito catiônico. Para cada um dos produtos utilizados, diferentes dosagens foram empregadas: (a) dosagem padrão, utilizada para remoção de sólidos e matéria orgânica; (b) dosagem padrão + 20%; (c) dosagem padrão + 50%; (d) dosagem padrão + 100%. Como será apresentado adiante, as faixas de dosagem foram ampliadas com o intuito de garantir a remoção de fósforo do esgoto. Neste caso, os testes de AME para essas condições se mostraram pertinentes para avaliar o possível efeito inibitório da sobre-dosagem de coagulante ao metabolismo anaeróbio.

Os testes tomaram sempre como referência a atividade metanogênica realizada em lodo extraído do reator UASB em operação no CETE/UFRJ. Assim, cada bateria de testes utilizava 9 reatores (Figura 4.2), sendo um reator contendo apenas lodo do UASB (SV ≥ 1g/L) e um par de reatores contendo lodo de cada dosagem testada no CEPT. Nesses reatores eram inoculados também 1,0 g SV/L de lodo do UASB, com o objetivo de garantir condições ideais para as reações anaeróbias.

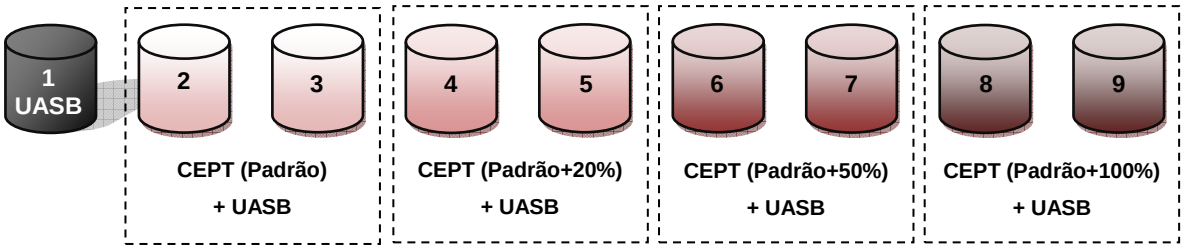


Figura 4.2: Organização dos reatores anaeróbios em cada bateria de teste de AME.

Em função da dificuldade de se amostrar o lodo do decantador do CEPT, optou-se gerar em batelada o lodo a ser utilizado nos testes. Para tanto, a unidade piloto tinha sua operação ajustada para cada uma das dosagens utilizadas, sempre para um mesmo produto, e com o auxílio de um recipiente com capacidade de 8L eram extraídas amostras do esgoto floculado na saída da caixa aerada. Esses recipientes eram colocados em repouso por 50 minutos, quando então se descartava o sobrenadante até que se obtivesse 1L de amostra de lodo. Essas amostras, juntamente com a amostra de lodo do UASB, eram conduzidas ao laboratório para determinação dos seguintes parâmetros: DQO, pH, alcalinidade, série de sólidos (ST, SF, SV, SST, SSF e SSV) e teor de sólidos (TS).

A montagem de cada ensaio seguiu o seguinte protocolo:

1. Os frascos utilizados como reatores anaeróbios tinham capacidade de 300 mL, mas o volume total das soluções testadas (inóculos+nutrientes+substrato) era de 200 mL.
2. Em todos os 9 frascos era colocado um volume de lodo do UASB equivalente a aproximadamente 1g SV/L. No Frasco 1 inoculava-se apenas o lodo do UASB, completada a solução com água destilada. Nos demais frascos foram adicionadas amostras de lodo químico aos pares, conforme esquema da Figura 4.2, até que se completasse o volume de 200 mL.
3. Após preparo das soluções, os reatores eram criteriosamente vedados com cola de silicone. Após secagem do produto, os frascos eram submetidos à purga do oxigênio com borbulhamento de nitrogênio gasoso e acondicionados na mesa aquecedora, mantida à temperatura (35℃) e agitação constantes.
4. Já aclimatados na mesa aquecedora, os reatores eram conectados aos frascos com solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 15%, para lavagem do gás gerado e retenção do CO_2. O gás lavado era conduzido ao frasco de Mariotte contendo água a ser deslocada para determinação do volume de CH_4 produzido na reação. A Figura 4.1 ilustra esquematicamente este fluxograma de montagem do teste.

5. Montado todo aparato experimental, eram então adicionadas nos reatores: 2,5 mL de solução macronutriente; 0,5 mL de solução micronutriente e 0,5 mL substrato (ácido acético – Hac). A Tabela 4.2 resume os nutrientes utilizados nessas soluções. Essas dosagens foram definidas a partir de testes preliminares utilizando lodo de UASB e selecionadas aquelas que proporcionaram maior produção de CH_4.

6. Adicionados os nutrientes e substrato iniciava-se então o monitoramento da produção de metano. As leituras eram feitas a cada 40 minutos nas primeiras 8 horas e, após este período, passaram a ser feitas 2 vezes ao dia. A duração máxima de cada teste era de 15 dias.

Tabela 4.2: Solução de nutrientes utilizada no teste de AME.

	NUTRIENTE	CONCENTRAÇÃO
MACRONUTRIENTES	NH_4Cl (cloreto de amônio)	500 mg/L
	$NaHCO_3$	1000 mg/L
	K_2HPO_4 (fosfato de potássio bibásico)	150 mg/L
	KH_2PO_4 (fosfato de potássio monobásico)	650 mg/L
	$MgCl_2$	100 mg/L
	$CaCl_2.2H_2O$	100 mg/L
	Rearzurina	1 mL/L
	Extrato de levedura	50 mg/L
MICRONUTRIENTES	$FeCl_3.6H_2O$	2 mg/L
	$ZnCl_2$	0,05 mg/L
	$CuCl_2.2H_2O$	0,03 mg/L
	$MnCl_2.4H_2O$	0,5 mg/L
	$(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$	0,05 mg/L
	$AlCl_3.6H_2O$	0,05 mg/L
	$CoCl_2.6H_2O$ (cloreto de cobalto hexa hidratado)	2 mg/L
	$NiCl_2.6H_2O$ (cloreto de níquel hexa hidratado)	0,05 mg/L
	H_3BO_3	0,01 mg/L
	HCl concentrado	1 mL/L

Fonte: adaptado de CHERNICHARO (2007).

4.2. ENSAIOS EM CAMPO

4.2.1. Unidade Piloto

A unidade piloto CEPT é uma das 15 unidades experimentais que compõem o CETE/UFRJ. Esta estação experimental tem como missão atender aos objetivos acadêmicos de ensino e pesquisa dos cursos de graduação e pós-graduação da UFRJ voltados à engenharia de recursos hídricos, sanitária e ambiental. Consiste em uma central de operações, processos e tecnologias dotada das seguintes unidades de tratamento de esgotos: grade de barras, desarenador por gravidade, desarenador aerado, decantação primária convencional, decantação primária quimicamente assistida, reator UASB, tanque séptico, filtro anaeróbio, filtro biológico percolador, lodos ativados, lagoa aerada, lagoa de sedimentação, lagoa facultativa e lagoa de maturação. Todas as unidades de tratamento apresentam capacidade para população equivalente da ordem de 500 habitantes.

Os estudos em fluxo contínuo na unidade CEPT em escala piloto avaliaram o comportamento dos produtos químicos - selecionados nos experimentos em bancada (item 4.1.1) - na remoção de matéria orgânica, sólidos e fósforo. O aparato experimental utilizado neste estudo foi constituído por grade de barras, caixa aerada, bombas peristálticas dosadoras de produtos químicos, medidores de vazão de esgotos e de ar, e decantador primário, conforme ilustra o esquema da Figura 4.3.

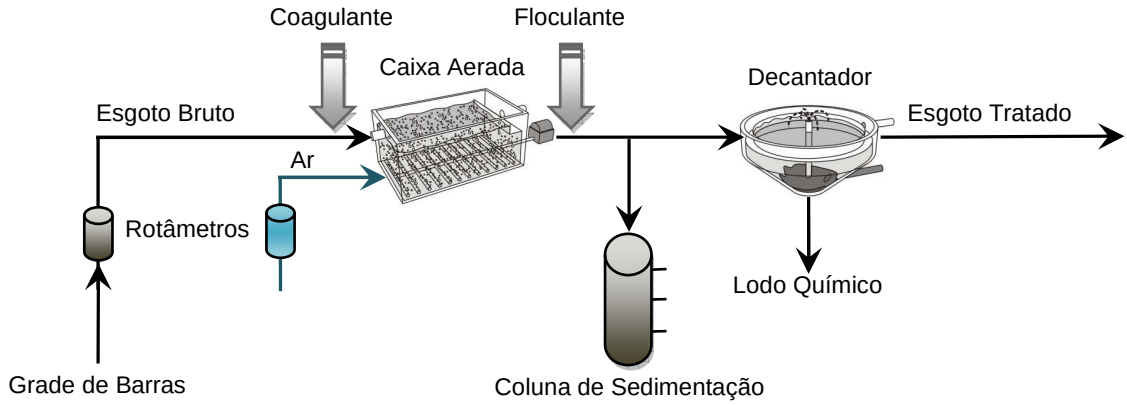


Figura 4.3: Fluxograma do aparato experimental do CEPT instalado no CETE-UFRJ

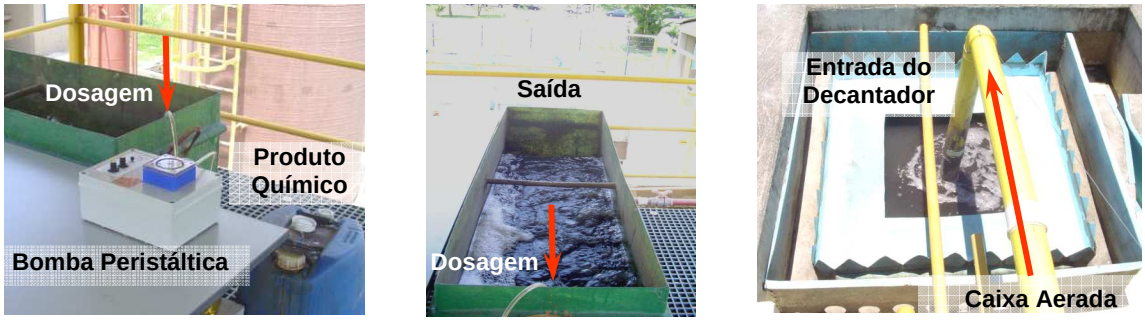
A caixa de areia aerada, dimensionada a partir das relações geométricas recomendadas por JORDÃO & PESSÔA (2005), apresenta as seguintes medidas: 1,50 m de comprimento; 0,50 m de largura e 0,80 m de altura de lâmina d'água. O ar injetado com auxílio de uma bomba a vácuo é distribuído por tubulação perfurada instalada ao longo do comprimento da unidade, rente ao fundo e em um dos cantos da caixa. Essa configuração é responsável pelo fluxo horizontal em espiral. O controle das vazões de

esgoto e de ar afluentes à unidade de tratamento é realizado por meio de rotâmetros da marca Digiflow, com vazões máximas de operação de 180 L/minuto (esgoto) e 1.000 L/h (ar).

Para dosagem de produtos químicos, realizada na entrada e/ou na saída da caixa aerada, foram utilizadas bombas peristálticas dosadoras da marca PROVITEC com as seguintes especificações: (1) bomba DM AS-AX, com faixa de vazão entre 0,015 a 0,450 mL/s; (2) bomba Dosa Mini S-AX, com faixa de vazão entre 0,005 a 0,250 mL/s.

A unidade de decantação apresenta seção superficial quadrada com 1,30 m de lado; 1,20 m de altura de sedimentação e fundo tronco piramidal com inclinação de 45°. O descarte de lodo é realizado por carga hidráulica através de manobra de registro instalado no fundo do decantador.

A Figura 4.4 ilustra detalhes da unidade experimental, com destaque para a dosagem de produto químico, as vistas da caixa de areia aerada e do decantador.



(a) **(b)** **(c)**

Figura 4.4: Unidade Experimental CEPT: (a) sistema de dosagem de produto químico, (b) caixa de areia aerada e (c) decantador.

4.2.2. Operação em Fluxo Contínuo

A operação do CEPT em fluxo contínuo teve por objetivo avaliar seu desempenho considerando as seguintes variáveis: (a) as vazões afluentes de esgoto; (b) as dosagens dos produtos químicos requeridas para remoção de matéria orgânica e SST; (c) as dosagens dos produtos químicos requeridas para remoção de fósforo. Para o atendimento dessas metas, foram estabelecidas algumas condições operacionais que estão descritas a seguir.

Os experimentos na unidade piloto foram conduzidos sob três diferentes vazões, que se refletiram em três taxas de aplicação superficial (TAS) distintas. Foram elas: 1,56 L/s (80 m^3/m^2.dia); 2,0 L/s (100 m^3/m^2.dia) e 2,35 L/s (120 m^3/m^2.dia). Durante os

testes eram realizados descartes de lodo acumulado no decantador em intervalos de 2 horas.

A vazão de ar aplicada na caixa de areia aerada foi de 100 L/h, equivalente a 0,001 m^3/(min.m), muito inferior ao valor recomendado por JORDÃO & PESSÔA (2005) de 0,45 m^3/(min.m). Justifica-se tal adoção pela excessiva agitação provocada por vazões de ar superiores à utilizada neste estudo, causando quebra de flocos no interior da caixa aerada e formação de espuma. Considera-se, no entanto, que os padrões hidrodinâmicos observados em unidades reais, sob a mesma taxa de aeração recomendada pela literatura, não sejam reproduzidos em escala piloto.

Os coagulantes foram aplicados no eixo da tubulação afluente à caixa de areia aerada, localizada no fundo desta unidade. Neste ponto pôde-se fazer uso da intensa agitação provocada pelo jato de entrada de esgoto associado ao fluxo espiral criado pela introdução de ar para garantir a adequada coagulação. As dosagens inicialmente testadas foram aquelas determinadas em bancada. Essas concentrações foram posteriormente ajustadas, e aqui definidas como ‘dosagem padrão’ de coagulante, para que o CEPT alcançasse o desempenho esperado.

Para avaliar o comportamento da unidade na remoção de fósforo as faixas de dosagem foram ampliadas, de acordo com recomendação da literatura, nas seguintes proporções: (a) quando aplicado apenas o produto coagulante: dosagem padrão + 20%, dosagem padrão + 50% e dosagem padrão + 100%; (b) quando aplicado coagulante associado ao polieletrólito: (dosagem padrão de coagulante + 20%) + 1,0 mg/L de polieletrólito; (dosagem padrão de coagulante + 50%) + 1,0 mg/L de polieletrólito; (dosagem padrão de coagulante + 100%) + 1,0 mg/L de polieletrólito.

Para avaliar a performance do sistema CEPT operando em fluxo contínuo foram monitorados os esgotos afluente bruto e efluente tratado segundo amostras compostas coletadas de hora em hora, entre 08:00 e 17:00, com freqüência de amostragem variando de 1 a 4 vezes por semana. Os parâmetros analisados foram: DQO, DBO, SST e fósforo.

A configuração do decantador e o comportamento hidrodinâmico do escoamento inadequados comprometeram o desempenho da unidade na retenção de flocos. Para minimização dessas deficiências foram implementadas alterações físicas, tais como: instalação de bandejas nas bordas vertedoras, elevação da altura de sedimentação e modificação da estrutura de distribuição de água floculada. A Figura 4.5 mostra os ajustes instalados no decantador.

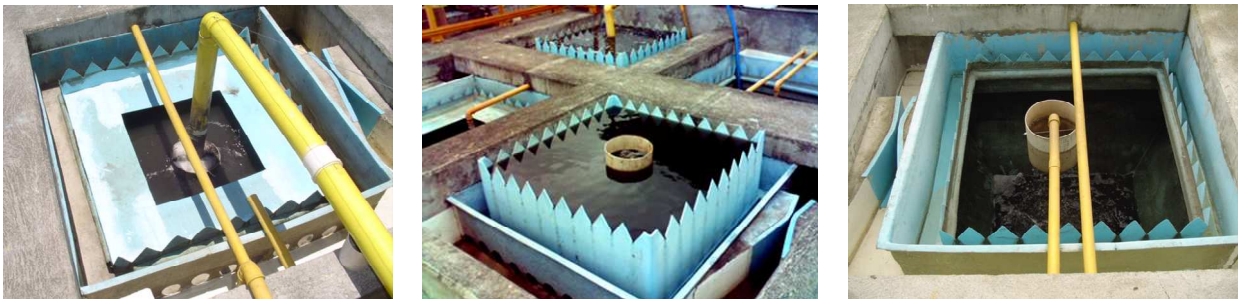


Figura 4.5: Modificações realizadas no decantador do CEPT.

Como essas modificações não se refletiram efetivamente na melhoria de desempenho da unidade, optou-se por promover a sedimentação complementar da amostra composta em cone Imhoff por 30 minutos, coletar seu sobrenadante e então proceder as análises laboratoriais. O tempo de sedimentação utilizado no cone foi definido a partir de ensaios preliminares em que se avaliou a turbidez do sobrenadante a cada 5 minutos, por um período de 1 hora. Nestes testes verificou-se que com 30 minutos a amostra já se apresentava clarificada e que tempos maiores não proporcionaram melhoria considerável na qualidade do sobrenadante.

4.2.3. Ensaios em Coluna de Sedimentação

Os testes em coluna de sedimentação foram conduzidos para cumprir dois objetivos: (a) avaliar de maneira complementar o desempenho do CEPT na remoção de sólidos; (b) avaliar o desempenho da unidade na remoção de fósforo.

A necessidade de se realizar experimentos complementares para avaliação de desempenho do CEPT se deveu à operação ineficiente do decantador da unidade piloto. Os experimentos na coluna de sedimentação foram conduzidos em paralelo aos testes em fluxo contínuo. Conforme apresentado na Figura 4.3, a coluna era alimentada com esgoto efluente da caixa de areia aerada. Esta configuração experimental garantiu que os testes de sedimentação, mesmo realizados em batelada, fossem conduzidos com esgoto coagulado e floculado em fluxo contínuo.

A metodologia aplicada na condução dos testes segue o detalhamento apresentado no Anexo II deste trabalho, consideradas as seguintes especificidades:

1. A coluna de sedimentação utilizada nesta pesquisa apresenta as seguintes características físicas: altura total de 2,70 m ao longo da qual estão distribuídos 3 pontos de amostragem e 1 ponto de descarte; distância entre os pontos de

amostragem de 0,60 m; diâmetro da coluna de 0,15 m. Essas dimensões, juntamente com foto ilustrativa da unidade, estão representadas na Figura 4.6.

2. O enchimento da coluna era feito com auxílio de tubo flexível, que garantia a deposição do esgoto floculado sem intensa agitação. Durante essa operação, o tubo era retirado lentamente da coluna, acompanhando a elevação do nível de esgoto.

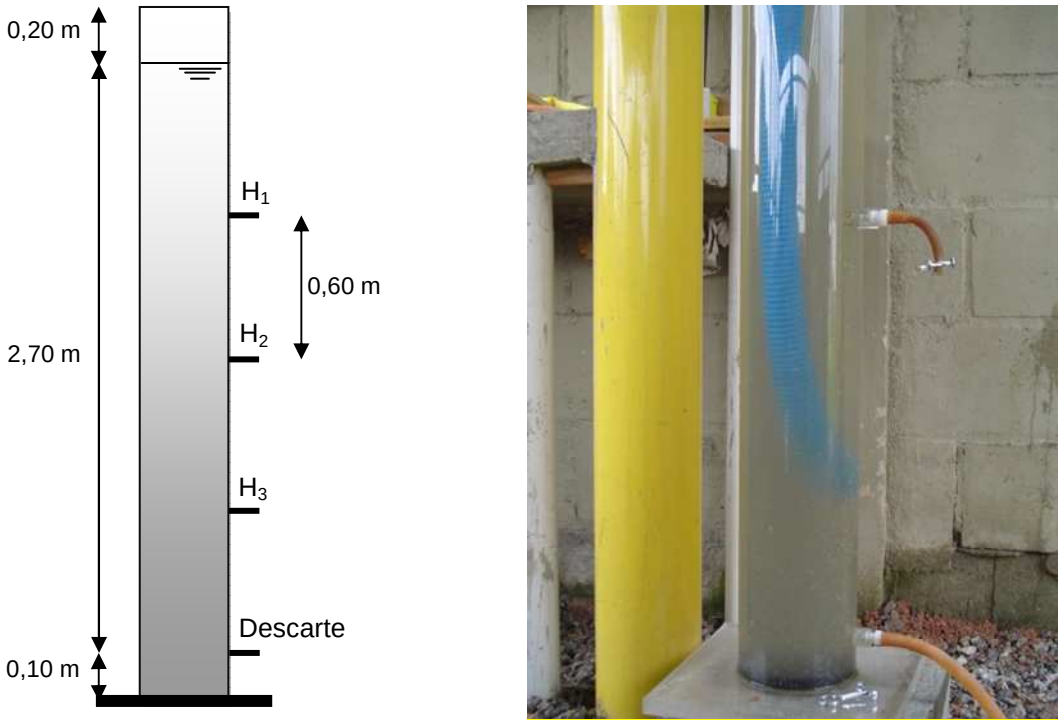


Figura 4.6: Detalhes da coluna de sedimentação utilizada na pesquisa.

3. Ao fim do enchimento da coluna era coletada amostra do esgoto afluente à coluna e dada a partida no teste (T = 0 min).

4. Amostras da coluna eram coletadas de forma simultânea a cada cinco minutos nos pontos H_1, H_2 e H_3. Cada experimento tinha duração de 50 minutos.

5. As amostras coletadas eram analisadas segundo os seguintes parâmetros: SS, turbidez e fósforo total (Pt).

4.3. METODOLOGIAS ANALÍTICAS

As análises foram processadas no LEMA/UFRJ, apresenta-se a seguir a descrição resumida de cada uma delas.

A) Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As determinações da DQO foram realizadas segundo a metodologia do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998), na qual se recomenda a adição de 2 mL de amostra (filtrada em membrana de acetato de celulose 0,45 µm para DQO_F) e 2 mL de amostra bruta (sem nenhuma filtração para DQO_B) nos tubos de DQO - HACH, aos quais são adicionados sais de prata e mercúrio e dicromato de potássio. Os tubos são aquecidos por 2h a 150ºC em reatores de DQO HACH, modelo DRB200. Após o resfriamento dos tubos, realiza-se a leitura da absorbância em espectrofotômetro HACH, modelo DR2010, no comprimento de onda de 600 ηm. Empregando-se a curva de calibração feita com soluções de biftalato de potássio é possível calcular o valor de DQO a partir das leituras de absorbância (branco e teste). As determinações deste parâmetro sempre foram feitas em duplicata.

B) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Os ensaios de DBO foram executados segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998), método 5210 B (método das diluições) sem utilização de sementes. As amostras são diluídas em água contendo nutrientes (fósforo, ferro, cálcio e magnésio) e colocadas em 2 frascos calibrados. Em um dos frascos mede-se o oxigênio dissolvido (OD) inicial, enquanto o outro é colocado em incubadora (QUIMIS modelo Q315) a uma temperatura de 20ºC por 5 dias. Passado este período, faz-se nova medida de OD no frasco incubado. A determinação do OD é feita de acordo com o método da azida modificada. Os ensaios são feitos em duplicata.

C) Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV)

Os ST e SV foram determinados de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998), métodos 2540 B e 2540 E. Utiliza-se 30 mL de amostra bruta, vigorosamente agitada e colocada em cadinho de porcelana. A amostra é levada para placa aquecedora (Hot Plate – Arno) a uma temperatura de 80ºC para que se proceda a evaporação da água em excesso. Em seguida, o cadinho é pesado e levado para estufa de secagem (Fabbe Primar – modelo 119) por 12 horas a uma temperatura de 105ºC. Após esse período, o cadinho é esfriado, pesado (ST) e levado ao forno mufla (QUIMIS – Q318M24) para calcinação por 15 minutos na temperatura de 550ºC. Nova pesagem deve ser feita para se determinar a parcela de SV da amostra.

D) Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

Os SST e SSV foram determinados de acordo com os métodos 2540 D e 2540 E, descritos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Utiliza-se de 10 a 30 mL da amostra, que devem ser filtradas em membrana borosilicato, por meio de bomba de vácuo, marca QUIMIS Q355.8.1. Esta membrana é levada para secagem em estufa Fabbe-Primar - modelo 119, por um período de 12 horas e a temperatura de 105 ℃. Após secagem o material é pesado (SST) e submetido à calcinação em mufla QUIMIS – Q318M24 a temperatura de 550℃ durante 15 minutos. Nova pesagem do material é realizada para determinação dos SSV. Todas as determinações são realizadas em duplicata.

E) Teor de Sólidos (TS)

O teor de sólidos determina o percentual de sólidos presente em um determinado volume de amostra, sendo calculado pela relação entre massa, volume e densidade do lodo e massa específica da água (JORDÃO E PESSÔA, 2005). Este parâmetro foi determinado de acordo com o Manual de Análises Físico-químicas para Controle de ETEs (SILVA, 1977) utilizando método gravimétrico. São necessários 30 mL de amostra bruta, vigorosamente agitada e colocada em cadinho de porcelana. O conjunto ‘cadinho amostra’ deve ser pesado e posteriormente colocado em estufa Fabbe-Primar - modelo 119, por um período de 12 horas e a temperatura de 105 ℃. Após a secagem, o material é esfriado em dessecador durante 1 hora e novamente pesado.

F) Turbidez

Análises de turbidez foram realizadas em amostras coletadas nos testes de jarro e nos ensaios em coluna de sedimentação. O equipamento utilizado foi turbidímetro portátil Orbeco-Hellige, modelo 966-R1A, cuja calibração é feita com soluções padrão fornecidas pelo fabricante e as leituras são expressas em NTU.

G) pH

O pH foi determinado de acordo com o método 4500 B – parte 4, descrito pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). A determinação é feita diretamente, com a introdução de eletrodo na amostra previamente agitada e na temperatura ambiente. Faz-se 3 leituras em cada amostra, utilizando o potenciômetro QUIMIS – modelo 400M1 previamente calibrado.

H) Alcalinidade

Os ensaios foram executados de acordo com o método 2320 B (titulométrico com indicador), descrito pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Nas amostras brutas devidamente diluídas são gotejadas soluções de fenolftaleína e de metilorange, sendo a titulação feita com ácido sulfúrico 0,02 N. Os testes são executados em duplicata.

I) Fósforo Total

Os ensaios utilizam a digestão ao persulfato, de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Em tubo para refluxo fechado de 10 mL é introduzida 5 mL da amostra e 200 mL de solução ácida de persulfato de potássio. A digestão é feita em autoclave a temperatura de 120℃ durante 60 minutos. Após o resfriamento, adiciona-se na amostra 200 µL de ácido ascórbico e 200 µL de solução ácida de antimônio e molibdato de amônio. Após 15 minutos de reação, faz-se a determinação da absorbância em espectrofotômetro HACH, modelo DR2010, no comprimento de onda de 880 ηm. A leitura deve ser então corrigida pela curva de calibração , determinando assim a concentração, em mg/L, de fosfato da amostra.

CAPÍTULO 05

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. SELEÇÃO DE PRODUTOS QUÍMICOS – ENSAIOS DE BANCADA

Vários testes de jarro foram realizados utilizando diferentes produtos químicos, com o objetivo de selecionar aqueles adequados ao tratamento primário de esgotos. Para todos os experimentos, as dosagens aplicadas utilizaram como referência o produto comercial. Para se obter as concentrações de produto coagulante ativo, devem-se aplicar os percentuais informados pelos fabricantes.

Destaca-se que, assim como os testes foram realizados em dias diferentes, as amostras de esgoto bruto também variaram suas características.

Os produtos testados nesta etapa foram: Cloreto Férrico ($FeCl_3$); Tanfloc; os policloretos de alumínio (PAC) Panfloc TE, Panfloc TE 6500, Panfloc Hiperplus, Panfloc P1009. Foram testadas também associações destes produtos com polieletrólitos aniônico e catiônico.

5.1.1. Determinação das Dosagens dos Produtos Químicos

Conforme informado no capítulo anterior, para a seleção dos produtos e suas respectivas dosagens utilizou-se como referência uma eficiência de remoção de 80% de turbidez, similar à esperada para remoção de SS no CEPT. Durante a execução dos testes, um dos jarros não recebia qualquer adição de produto químico, reproduzindo assim as condições da decantação convencional.

Cada produto foi testado sob diferentes dosagens, o que possibilitou a construção de gráficos, representados na Figura 5.1, que relacionam dosagem do produto químico e eficiência de remoção de turbidez.

A partir das equações geradas pelas linhas de tendência tornou-se possível estimar as dosagens de produtos químicos necessárias para se alcançar a eficiência de remoção de sólidos desejada. Essas estimativas estão apresentadas no item 5.1.3.

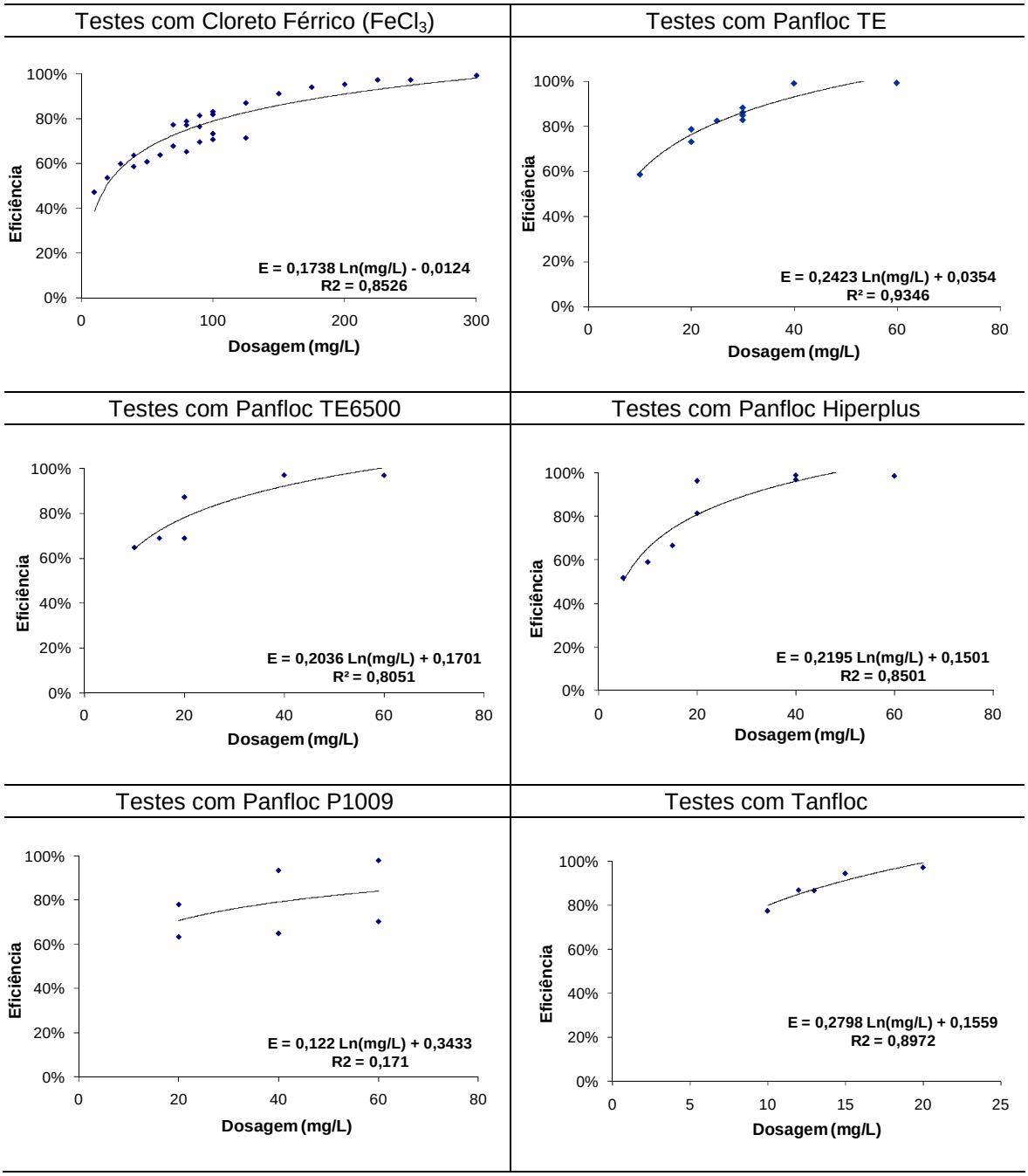


Figura 5.1: Gráficos que relacionam a dosagem de cada produto químico testado e sua respectiva eficiência na remoção de turbidez.

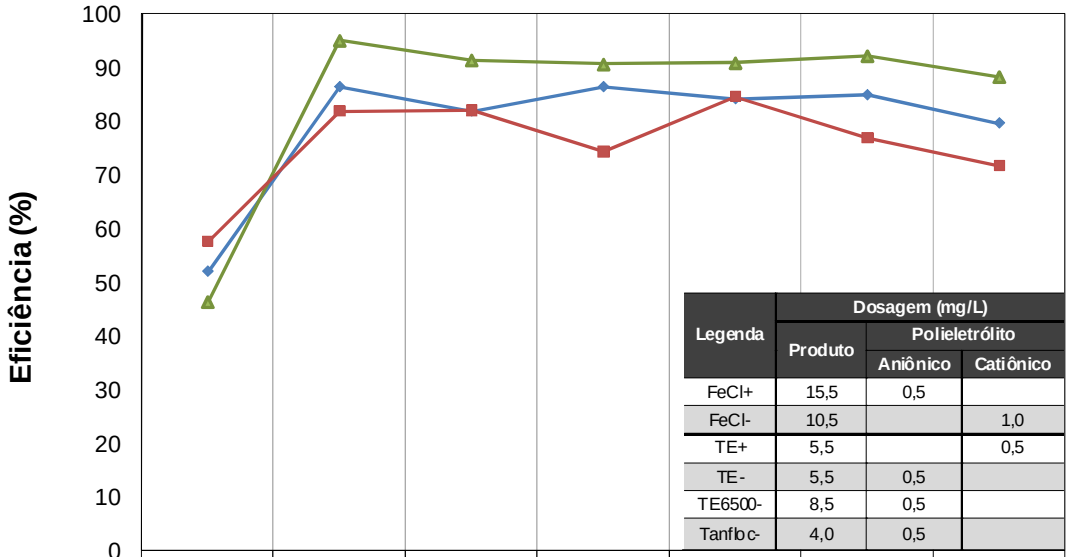
Todos os produtos testados, excetuando-se o Panfloc P1009, apresentaram correlações entre dosagem aplicada e eficiência de remoção de turbidez que variaram numa faixa de 0,80 a 0,93. O aumento da dosagem implicou num crescimento logarítmico da eficiência, correspondendo a um aumento limitado da remoção de turbidez a partir de uma determinada dosagem de coagulante.

Remoções superiores a 80% de turbidez foram observadas experimentalmente a partir das seguintes dosagens: 70 mg/L de $FeCl_3$; 20 mg/L de Panfloc TE, TE6500 e Hiperplus; 40 mg/L de Panfloc P1009 e 10 mg/L de Tanfloc. A Figura 5.2 ilustra um dos experimentos conduzidos com aplicação dos produtos testados segundo as faixas de dosagem citadas.

Figura 5.2: Ensaio de *Jar Test* após 20 minutos de decantação

Também foram testadas associações de produtos coagulantes com polieletrólitos catiônico e aniônico. A Figura 5.3 apresenta o desempenho na remoção de turbidez, SST e DQO das seguintes associações de produtos químicos:

- ✓ 15,5 mg/L de $FeCl_3$ + 0,5 mg/L de polímero catiônico.
- ✓ 10,5 mg/L de $FeCl_3$ + 1,0 mg/L de polímero aniônico.
- ✓ 5,5 mg/L de Panfloc TE + 0,5 mg/L de polímero catiônico.
- ✓ 5,5 mg/L de Panfloc TE + 0,5 mg/L de polímero aniônico.
- ✓ 8,5 mg/L de Panfloc TE6500 + 0,5 mg/L de polímero aniônico.
- ✓ 4,0 mg/L de Tanfloc + 0,5 mg/L de polímero aniônico.



	Decant.	FeCl+	FeCl-	TE+	TE-	TE6500-	Tanfloc-
E% (NTU)	52	86	82	86	84	85	80
E% (SST)	46	95	91	91	91	92	88
E% (DQO)	58	82	82	74	85	77	72

Figura 5.3: Desempenho dos coagulantes associados a polieletrólitos na remoção de turbidez, SST e DQO.

Todas as associações testadas apresentaram remoções superiores a 80% de turbidez, 88% de SST e 72% de DQO.

É importante salientar que, apesar de não se inferir uma relação linear entre medida de turbidez e concentração de sólidos suspensos, as remoções percentuais de turbidez determinadas em bancada foram similares às obtidas para o parâmetro SST (Figura 5.3). Este padrão de comportamento se repetiu em outros testes implementados nesta etapa.

5.1.2. Avaliação do pH do Meio

Como apresentado no Capítulo 3.2.4, os sais metálicos consomem alcalinidade do ambiente para desencadearem suas reações. Diante dessas considerações avaliou-se também a alteração do pH das amostras após a adição dos produtos químicos sob diferentes dosagens. Destaca-se que os testes não contemplaram ajuste de pH das amostras antes da adição do coagulante. Os resultados obtidos estão representados na Figura 5.4.

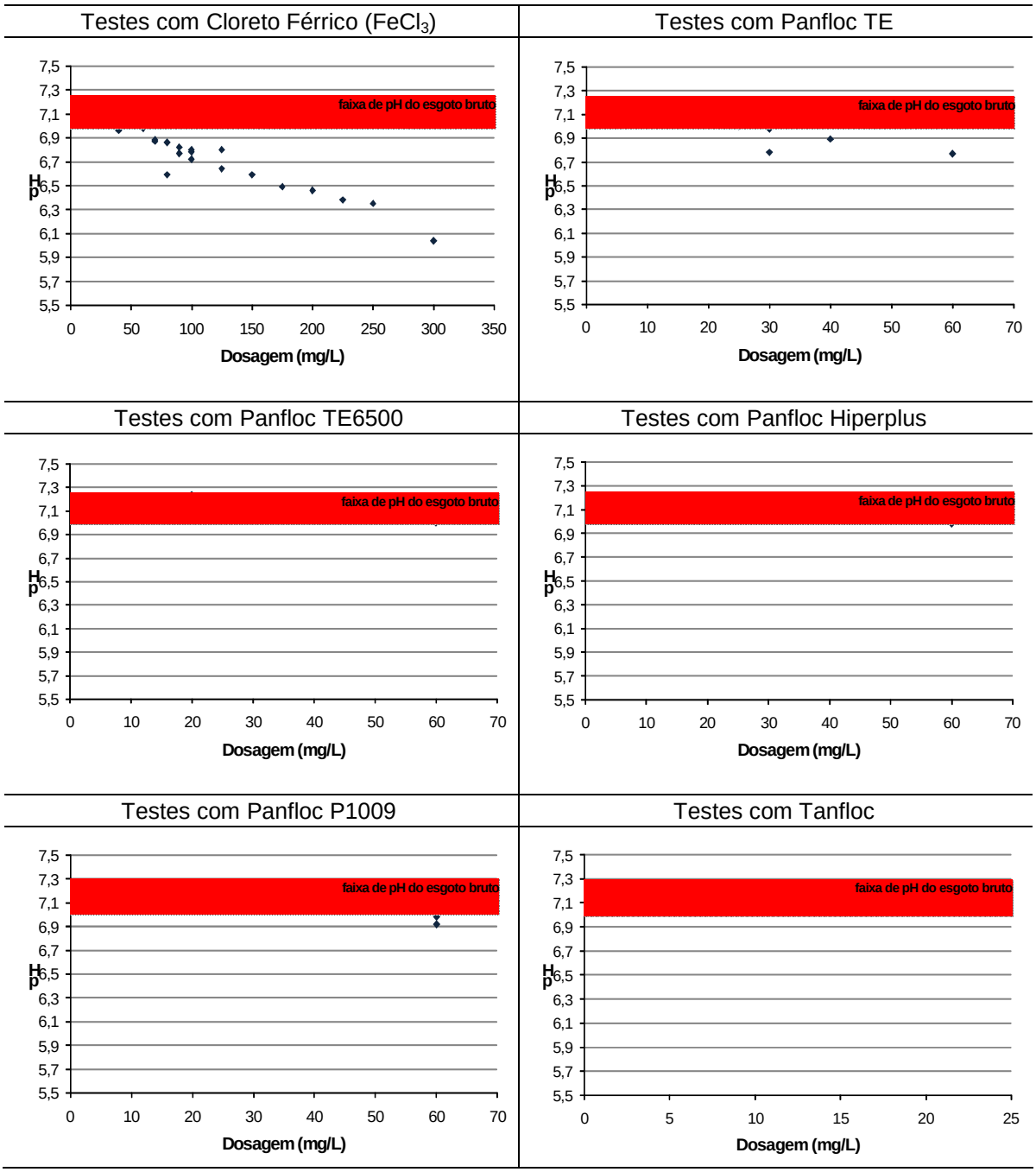


Figura 5.4: Gráficos que relacionam a dosagem de cada produto químico testado e o pH do meio.

A adição de cloreto férrico no esgoto promoveu, conforme esperado, uma acidificação do meio. A diminuição do pH foi proporcional ao aumento da dosagem deste sal, alcançando valores de pH próximos a 5,0 para a dosagem de 300 mg $FeCl_3$/L. Para dosagens superiores a 100 mg $FeCl_3$/L verificaram-se pHs inferiores a 6,7.

Com o auxílio da Figura 5.4 observa-se ainda que a adição dos demais produtos químicos não alterou o pH do meio, mesmo aqueles à base de alumínio (Panfloc TE, Panfloc TE 6500, Panfloc Hiperplus, Panfloc P1009).

5.1.3. Seleção de Produtos Químicos - Conclusões

Nos testes de jarro realizados, em um dos frascos não se procedia a adição de produto químico, para que se reproduzisse também a decantação primária convencional. Nessas condições, os resultados obtidos variaram entre 40 e 60% na remoção de turbidez.

A seleção dos produtos químicos e suas respectivas dosagens se baseou nos testes conduzidos em bancada e cujos resultados estão resumidos na Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Resumo dos resultados de remoção de 80% da turbidez para diferentes produtos químicos avaliados, obtidos nos testes de jarro.

Produto Químico Utilizado	Dosagem para remoção mínima de 80% de turbidez (mg/L)[1]	
	Estimada[2]	Aplicada[3]
Cloreto Férrico ($FeCl_3$)	107	70
Panfloc TE	24	30
Panfloc TE6500	22	46
Panfloc Hiperplus	19	25
Panfloc P1009	42	50
Tanfloc	10	15
$FeCl_3$ + polímero catiônico	-	15,5 + 0,5
$FeCl_3$ + polímero aniônico	-	10,0 + 1,0
Panfloc TE + polímero catiônico	-	5,5 + 0,5
Panfloc TE + polímero aniônico	-	5,5 + 0,5
Panfloc TE6500 + polímero aniônico	-	8,5 + 0,5
Tanfloc + polímero aniônico	-	4,0 + 0,5

[1] Dosagens considerando a aplicação do produto comercial.

[2] Dosagens determinadas a partir das equações apresentadas na Figura 5.1.

[3] Dosagens obtidas experimentalmente.

Como esperado, há diferença entre as dosagens estimadas (E = 80%) e aplicadas experimentalmente (E ≥ 80%). Para a condução dos trabalhos de campo, considerando que ajustes devem ser feitos para adequação às condições operacionais em fluxo contínuo, adotou-se como referência a dosagem ‘Aplicada’.

A avaliação econômica também foi considerada na seleção dos produtos. Neste caso, em função da dosagem requerida, descartou-se o emprego dos produtos Panfloc Hiperplus e Panfloc P1009 na unidade piloto. De mesmo modo, apenas a associação de polieletrólito catiônico com cloreto férrico foi avaliada em fluxo contínuo. Destaca-se que os polímeros de ambas as cargas foram igualmente eficientes, no entanto, o polímero catiônico requereu um tempo de decantação inferior, sendo então selecionado para a etapa de campo.

A adição dos produtos químicos testados não provocou uma variação de pH representativa no esgoto tratado, exceto quando aplicadas concentrações elevadas de $FeCl_3$. Para dosagens de cloreto férrico superiores a 100 mg/L deve-se avaliar a necessidade de ajuste de pH do efluente clarificado para evitar comprometimento das etapas posteriores de tratamento.

5.2. REMOÇÃO DE SÓLIDOS E MATÉRIA ORGÂNICA – ENSAIOS DE CAMPO

Ensaios em fluxo contínuo foram conduzidos na unidade piloto segundo as TASs de 80, 100 e 120 m^3/m^2.dia, utilizando os seguintes produtos químicos: cloreto férrico, Panfloc TE, Panfloc TE6500, Tanfloc e cloreto férrico associado a polímero catiônico. Os testes iniciais, sob TAS de 100 m^3/m^2.dia, foram utilizados para ajustar as dosagens determinadas em laboratório àquelas requeridas em campo. Os ajustes eram feitos tendo como referência o padrão de qualidade esperado para o CEPT, ou seja, remoção de DBO entre 45 e 80%; de DQO entre 55 e 75% e de SST entre 60 e 90%.

Na condução dessa fase preliminar optou-se por não mais utilizar o produto Panfloc TE6500, pois a dosagem requerida em campo foi mais de três vezes superior àquela determinada em laboratório. A concentração aplicada na escala piloto se mostrou inviável economicamente.

Ainda na fase preliminar de operação detectou-se a ineficiência da unidade de decantação e, mesmo com os ajustes descritos no item 4.2.2, os resultados ainda se mantiveram muito aquém do esperado. Deste modo, optou-se por submeter a amostra composta, coletada conforme rotina de amostragem, à sedimentação em cone Imhoff por 30 minutos. Após este período o sobrenadante era coletado e então submetido às análises laboratoriais. Assim, os resultados da operação em fluxo contínuo serão aqui representados pelas amostras obtidas em cone e posteriormente confrontadas com os resultados do efluente do decantador e ensaios de coluna de sedimentação.

Após realização dos testes preliminares de campo, o trabalho foi conduzido no sentido de se determinar as taxas de aplicação superficiais adequadas para operação do CEPT e as dosagens de produtos químicos indicadas para remoção de matéria orgânica e de sólidos. Os itens a seguir discutem os resultados obtidos para cada produto utilizado. Com o objetivo de consolidar os dados de campo, foram realizados testes em coluna de sedimentação em paralelo aos testes de fluxo contínuo. Estes experimentos também serão discutidos a seguir.

5.2.1. Cloreto Férrico – $FeCl_3$

Em testes de bancada, a dosagem mínima de $FeCl_3$ que apresentou bom desempenho na remoção de turbidez foi de 70 mg/L. A dosagem estimada a partir da compilação de todos os resultados de bancada atingiu 107 mg/L deste produto. Os experimentos de campo obtiveram bons desempenhos com dosagens que variaram entre 70 e 75 mg/L. A Figura 5.5 resume o desempenho do cloreto férrico na remoção de SST, sob as diferentes TAS estudadas. Os gráficos consideraram 8 dados para TAS = 80 m³/m².dia e 12 dados para TAS = 100 m³/m².dia.

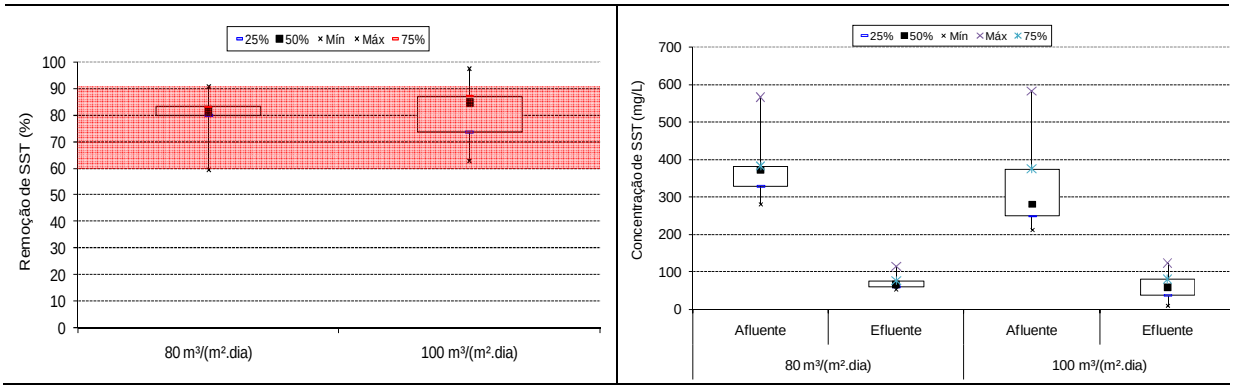


Figura 5.5: Comportamento da remoção de SST no CEPT, operando sob diferentes TAS e com aplicação entre 70 e 75 mg/L de $FeCl_3$.

Os dados acima indicam que a eficiência de remoção de sólidos está dentro da faixa esperada (VON SPERLING, 2005), destacada em vermelho na Figura 5.5. Os dados para a taxa de 120 m³/m².dia não estão aqui representados por terem se mostrado inadequados ao processo. Destaca-se que concentração média SST efluente do CEPT variou entre 70 mg/L (TAS = 80 m³/m².dia) e 80 mg/L (TAS = 100 m³/m².dia).

A Figura 5.6 apresenta de maneira semelhante o desempenho do cloreto férrico na remoção de DBO. Foram aí representados 8 dados para TAS = 80 m³/m².dia e 11 dados para TAS = 100 m³/m².dia.

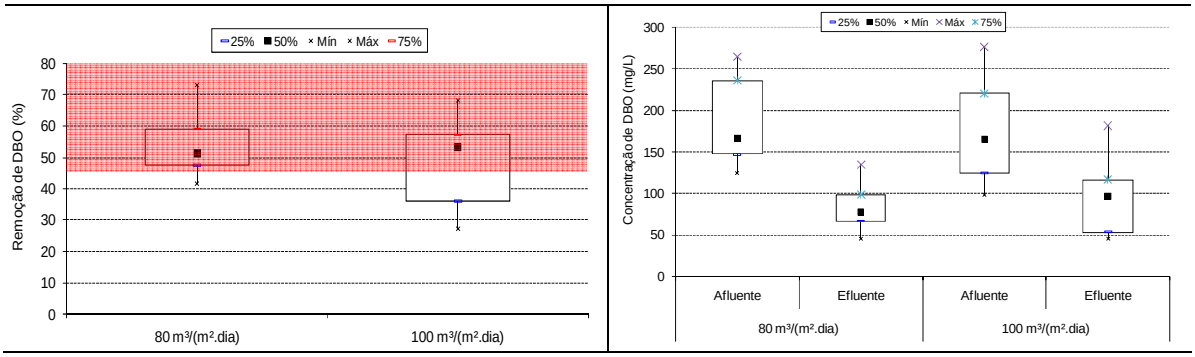


Figura 5.6: Comportamento da remoção de DBO no CEPT, operando sob diferentes TAS e com aplicação entre 70 e 75 mg/L de $FeCl_3$.

A remoção de DBO apresentou comportamento similar ao observado para os SST, ou seja, a eficiência encontra-se dentro da faixa esperada (VON SPERLING, 2005), destacada em vermelho na Figura 5.6. A concentração média de DBO efluente do CEPT variou entre 85 e 91 mg/L.

Os dados gerados pelos ensaios em coluna de sedimentação foram compilados para altura de sedimentação equivalente à existente na unidade piloto (h = 1,20 m). Destaca-se que as diferentes TASs determinadas nos ensaios em coluna de sedimentação são equivalentes às velocidades de sedimentação definidas pelo teste. A Figura 5.7 apresenta os resultados obtidos para o cloreto férrico, relacionando a eficiência de remoção de SST e a taxa de aplicação superficial.

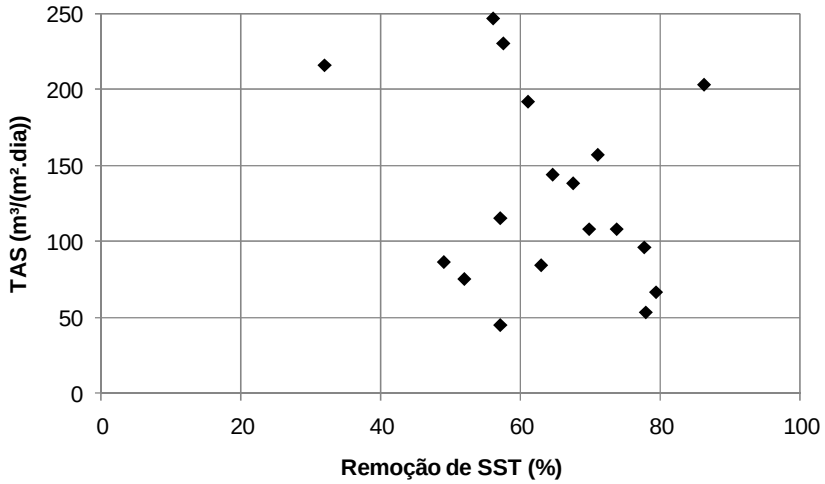


Figura 5.7: Remoção de SST em coluna de sedimentação – $FeCl_3$.

Os resultados da coluna de sedimentação apresentam uma grande dispersão, dificultando a determinação de correlação entre taxa de aplicação superficial e remoção de SST. Essa variação pode ser decorrente da pequena altura de sedimentação utilizada como referência (1,20 m) e a qualidade dos flocos formados.

5.2.2. Panfloc TE

Os testes de bancada indicaram uma dosagem mínima de Panfloc TE de 30 mg/L a ser aplicada no CEPT. Já a estimativa de dosagem calculada a partir da compilação de todos os resultados de bancada foi de 24 mg/L deste produto. No entanto, as dosagens aplicadas em campo variaram entre 51 e 71 mg/L, sendo maiores a medida que se aumentava a TAS. A Figura 5.8 resume o desempenho do Panfloc TE na remoção de SST, segundo diferentes TAS.

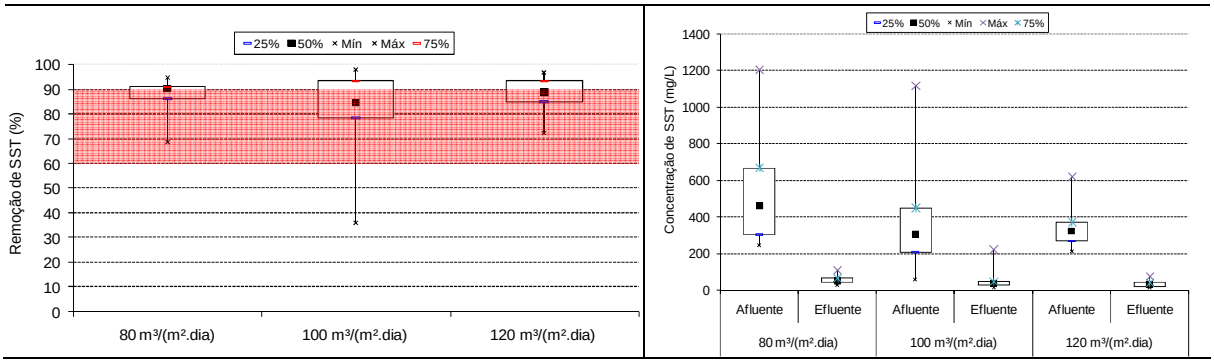


Figura 5.8: Comportamento da remoção de SST no CEPT, operando sob diferentes TAS e com aplicação entre 51 e 71 mg/L de Panfloc TE.

O número de dados considerados nesta avaliação foi: 8 para TAS = 80 m³/m².dia; 22 para TAS = 100 m³/m².dia e; 5 para TAS = 120 m³/m².dia. O Panfloc TE foi eficiente na remoção de sólidos (destaque em vermelho na Figura 5.8), independente da TAS utilizada. Todavia foi necessário aumentar a dosagem em 40% para que o desempenho do produto sob a taxa de 120 m³/m².dia fosse semelhante ao alcançado na taxa de 80 m³/m².dia. A concentrações médias de SST no efluente da unidade variaram entre 32 mg/L e 54 mg/L.

Faz-se agora, com auxílio da Figura 5.9, a mesma análise para o parâmetro DBO. O número de dados representados nos gráficos a seguir foi de 8, 20 e 5 para as TASs de 80, 100 e 120 m³/m².dia, respectivamente.

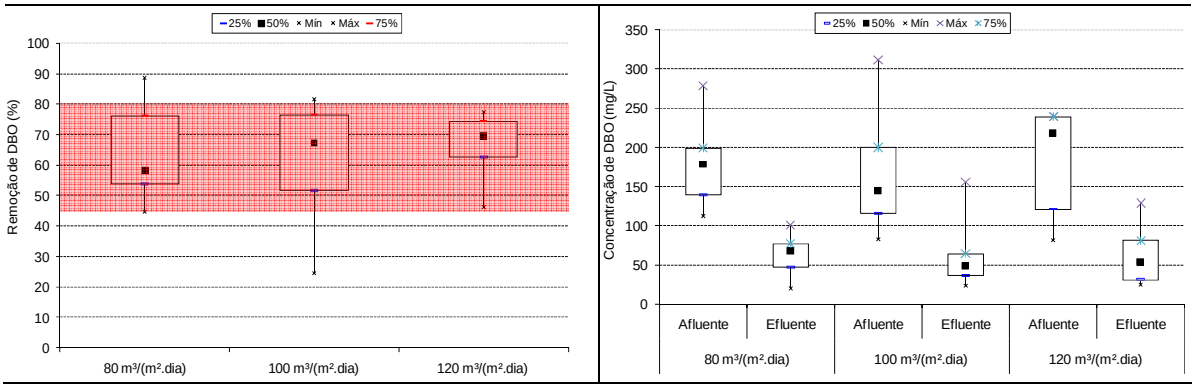


Figura 5.9: Comportamento da remoção de DBO no CEPT, operando sob diferentes TAS e com aplicação entre 51 e 71 mg/L de Panfloc TE.

O comportamento do Panfloc TE em relação à remoção da DBO foi similar ao observado para SST, mantendo os bons resultados independente da taxa aplicada. As concentrações médias de DBO no efluente da unidade variaram entre 57 mg/L e 64 mg/L.

Avaliando-se os resultados da coluna de sedimentação, apresentados na Figura 5.10, é possível identificar que boa parte dos resultados se concentra na faixa de eficiência entre 60 e 90% de remoção de SST, mesmo para elevadas taxas de aplicação superficial. Pode-se dizer que o Panfloc TE foi mais estável no tratamento físico-químico do esgoto.

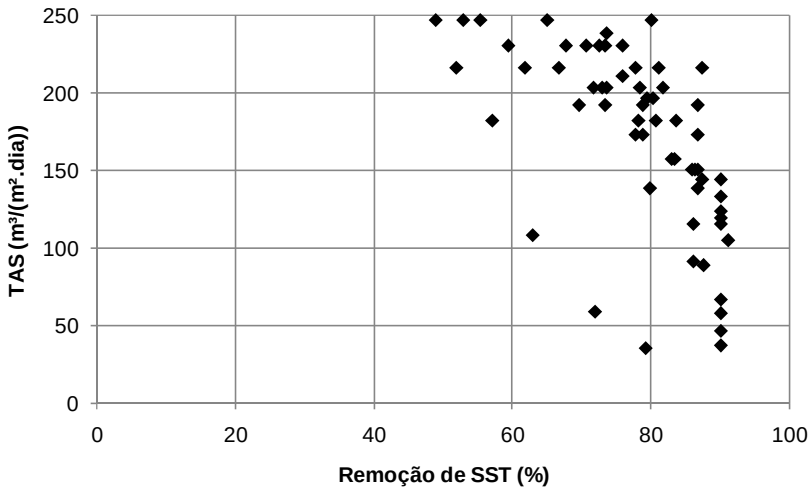


Figura 5.10: Remoção de SST em coluna de sedimentação – Panfloc TE.

5.2.3. Tanfloc

As dosagens de Tanfloc recomendadas pelos testes de jarro variaram entre 10 mg/L e 15 mg/L. De maneira similar, as concentrações implementadas em campo ficaram na faixa entre 13 mg/L e 16 mg/L. O desempenho do Tanfloc na remoção de

SST pode ser avaliado a partir da Figura 5.11. O número de dados aí representados foi de 10, 5 e 7 para as TASs de 80, 100 e 120 m³/m².dia, respectivamente.

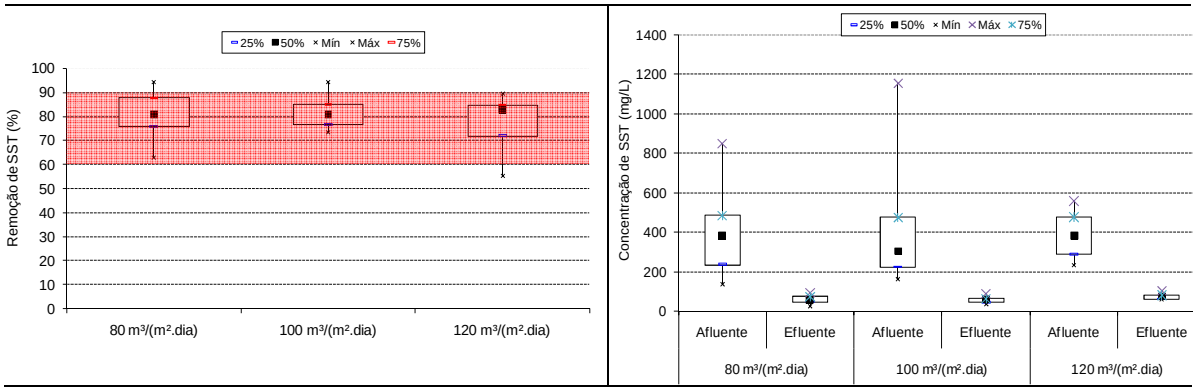


Figura 5.11: Comportamento da remoção de SST no CEPT, operando sob diferentes TAS e com aplicação entre 13 e 16 mg/L de Tanfloc.

Os resultados de campo indicam que o bom desempenho do Tanfloc na remoção de SST pouco se alterou com o aumento da TAS sem que, para isso, fosse necessário aumentar a dosagem do produto. As concentrações médias de SST no efluente da unidade variaram entre 57 mg/L e 76 mg/L.

Com auxílio da Figura 5.12 analisa-se de maneira semelhante o desempenho do Tanfloc na remoção de DBO. Os dados considerados totalizaram 11 (TAS = 80 m³/m².dia), 4 (TAS = 100 m³/m².dia) e 7 (TAS = 120 m³/m².dia).

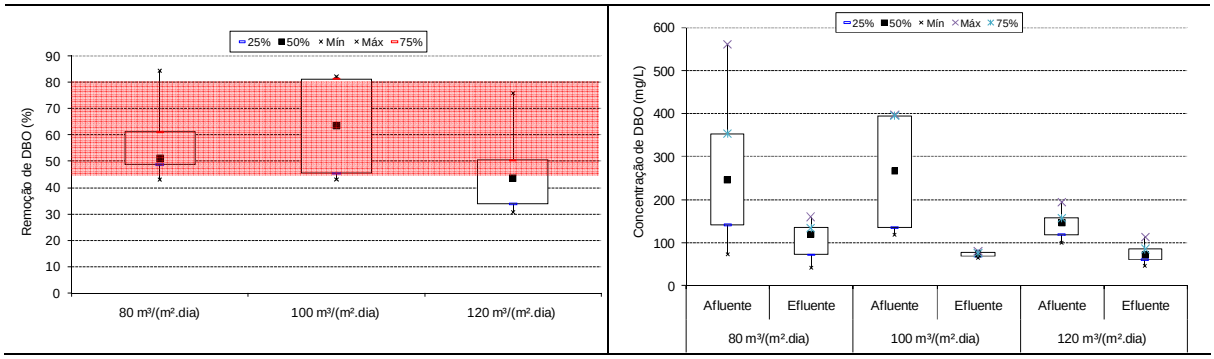


Figura 5.12: Comportamento da remoção de DBO no CEPT, operando sob diferentes TAS e com aplicação entre 13 e 16 mg/L de Tanfloc.

No caso da DBO, já se observa uma deterioração do desempenho do Tanfloc na remoção da matéria orgânica quando a taxa de aplicação superficial chegou a 120 m³/m².dia. O efluente tratado apresentou concentrações médias de DBO que variaram entre 137 mg/L e 215 mg/L.

Os testes na coluna de sedimentação apresentaram resultados similares aos observados para o $FeCl_3$, conforme apresentado na Figura 5.13, dificultando o estabelecimento de correlação entre remoção de sólidos e a TAS.

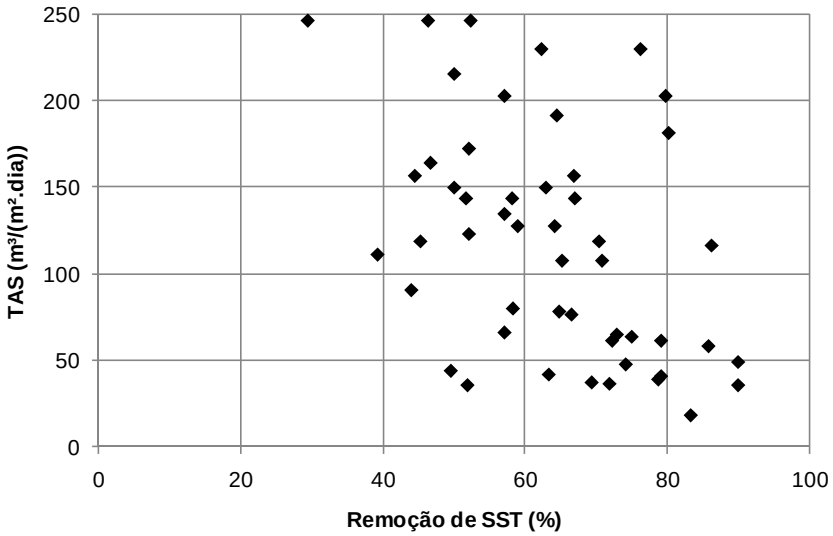


Figura 5.13: Remoção de SST em coluna de sedimentação – Tanfloc.

5.2.4. Cloreto Férrico associado a Polímero Catiônico

Os testes de bancada indicaram a dosagem de 15,5 mg/L de cloreto férrico associado a 0,5 mg/L de polímero catiônico. No entanto, a dosagem empregada na planta foi de 15 mg/L de $FeCl_3$ associado a 1,0 mg/L de polímero catiônico, sob a TAS de 100 m³/m².dia. O desempenho dessa associação de produtos na remoção de SST é dado pela Figura 5.14, representando 6 dados experimentais.

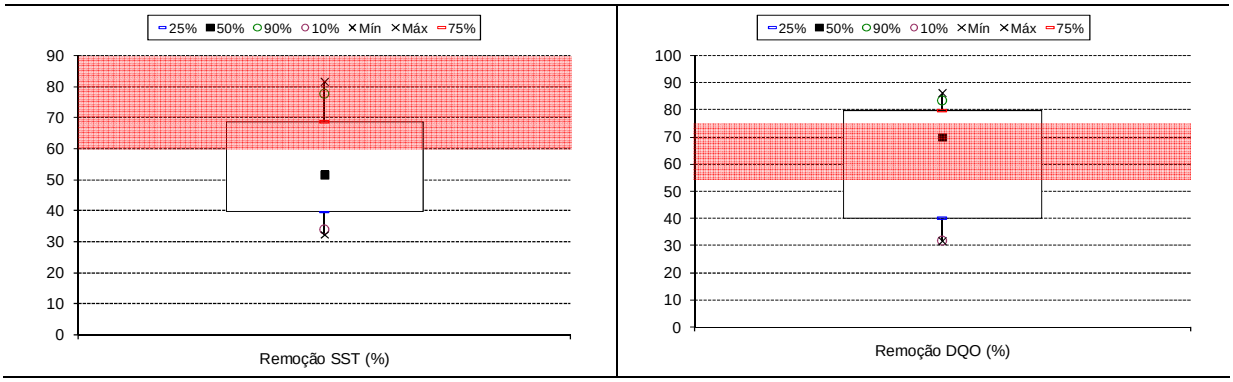


Figura 5.14: Comportamento da remoção de SST e DQO no CEPT, operando sob a TAS = 100 m³/m².dia e com aplicação entre 15 mg/L de $FeCl_3$ e 1,0 mg/L de polieletrólito.

Neste caso, os resultados de remoção de SST e DQO, em geral, foram apenas satisfatórios. Os dados de coluna de sedimentação (Figura 5.15), mesmo com poucos resultados válidos, também se mostram um pouco dispersos.

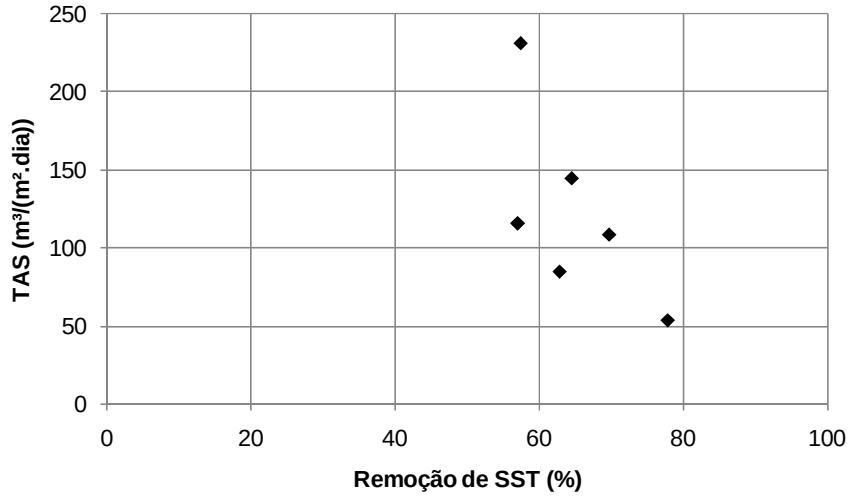


Figura 5.15: Remoção de SST em coluna de sedimentação – $FeCl_3$ associado a polímero catiônico.

5.2.5. Remoção de Sólidos e de Matéria Orgânica – Conclusões

Numa avaliação geral dos resultados, considerando também as amostras do efluente do decantador, pode-se afirmar que para alguns produtos químicos ($FeCl_3$ e Tanfloc) a elevação da TAS para 120 m³/m².dia provocou redução do desempenho da unidade, mais evidente quando avaliado o parâmetro DBO. Deste modo, considera-se que a taxa de aplicação superficial limite de operação do decantador do CEPT é de 100 m³/m².dia.

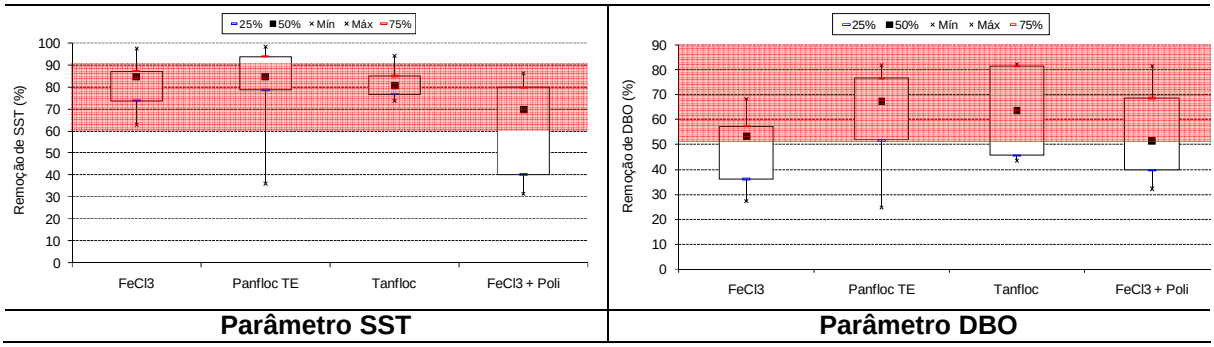
Quanto à remoção de matéria orgânica e sólidos, os resultados médios encontrados nesta etapa de pesquisa estão resumidos na Tabela 5.2, que se refere a TAS de 100 m³/m².dia e amostras coletadas no decantador (Decantado) e no cone Imhoff (Cone).

Para auxiliar na interpretação destes resultados, apresentam-se as Figuras 5.16 e 5.17, que reúnem os dados produzidos por todos os produtos testados nesta etapa (amostra coletada no Cone), sob a TAS de 100 m³/m².dia.

Tabela 5.2: Resultados de remoção de SST e DBO obtidos nos ensaios de campo para os diferentes produtos químicos avaliados (TAS = 100 m³/m².dia).

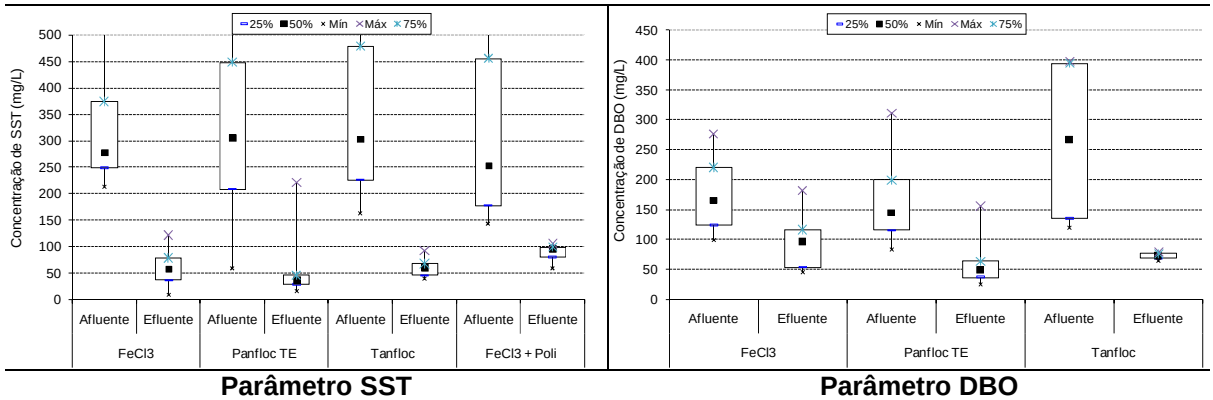
Produto Químico	Dosagem (mg/L)	SST efluente (mg/L)	DBO efluente (mg/L)	Remoção SST (%)	Remoção DBO (%)	AMOSTRA
$FeCl_3$	75	135 ± 25	127 ± 52	54	27	**Decantado**
		59 ± 32	91 ± 42	81	49	**Cone**
Panfloc TE	58	144 ± 28	107 ± 34	50	31	**Decantado**
		58 ± 57	57 ± 32	79	63	**Cone**
Tanfloc	13	134 ± 66	121 ± 47	64	46	**Decantado**
		61 ± 21	73 ± 3	82	63	**Cone**
$FeCl_3$+Poli	15 + 1	89 ± 18	193 ± 51*	62	54*	**Cone**

* Resultado relativo ao parâmetro DQO



Parâmetro SST **Parâmetro DBO**

Figura 5.16: Eficiência do CEPT na remoção de SST e DBO para TAS de 100 m³/m².dia e amostra coletada no Cone.



Parâmetro SST **Parâmetro DBO**

Figura 5.17: Caracterização dos efluentes do CEPT (SST e DBO), para TAS de 100 m³/m².dia e amostra coletada no Cone.

As remoções obtidas nos experimentos encontram-se dentro da faixa esperada para SST e DBO (Tabela 3.1 da Revisão Bibliográfica). No entanto, para o parâmetro DBO as remoções obtidas (média máxima de 63%) foram inferiores ao limite máximo proposto pela literatura para o CEPT (80%). Deve-se destacar que a ampla faixa de

eficiência esperada evidencia a interferência de vários aspectos vinculados ao projeto e à operação do CEPT no desempenho deste processo de tratamento.

Os resultados obtidos neste trabalho são similares aos apresentados pelos CEPTs em operação no Brasil, conforme literatura apresentada no item 3.6 da Revisão Bibliográfica (Tabela 3.8). As dosagens aplicadas são comparáveis àquelas descritas pela literatura, consideradas as proporções referentes o coagulante ativo.

O Tanfloc apresentou melhor desempenho na remoção de SST e DBO quando avaliadas as amostras de decantado. Também apresentou bons resultados nas amostras de cone. Todavia, seus resultados se mostraram muito variáveis em relação à média quando alteradas as TASs, confirmados pelos testes em coluna de sedimentação.

O Panfloc TE também apresentou bom desempenho na remoção de SST e DBO, mas com a vantagem de promover maior estabilidade dos resultados quando se alterava a TAS. Os testes de coluna comprovaram esta característica, indicando que a variação de TAS pouco interferiu na performance do produto. Este PAC também proporcionou melhor qualidade do efluente tratado (concentrações médias), tanto para sólidos como para DBO. No entanto, para a TAS de 100 m^3/m^2.dia, o Panfloc TE apresentou elevado desvio padrão nos resultados de SST e DBO efluentes (amostra de cone).

O emprego do cloreto férrico se mostrou limitado, mesmo quando associado ao polieletrólito. Os resultados, como observado para o Tanfloc, também apresentaram grande dispersão. No caso do emprego deste sal de ferro conjugado com polímero, testes complementares devem ser conduzidos para ajustes operacionais.

Tomando-se como referência a diretriz DZ 215 (2007) do estado do Rio de Janeiro, que trata do controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária, o controle do lançamento de SST e de DBO é função da carga orgânica bruta (C). Os valores máximos permitidos (VMP) por esta diretriz são:

- ✓ Para C ≤ 5 kg DBO/dia: VMP = 180 mg/L (DBO e SST);
- ✓ Para 5 < C ≤ 25 kg DBO/dia: VMP = 100 mg/L (DBO e SST);
- ✓ Para 25 < C ≤ 80 kg DBO/dia: VMP = 60 mg/L (DBO e SST);
- ✓ Para C > 80 kg DBO/dia: VMP = 40 mg/L (DBO e SST).

Verifica-se que o CEPT produziu efluentes com concentrações médias inferiores a 100 mg/L, tanto para SST como para DBO, independente do produto utilizado. Este padrão se adéqua a unidades de menor porte (população equivalente

de 500 habitantes, aproximadamente) onde não se aplica a implantação do tratamento primário quimicamente assistido. Em estações de maior porte a utilização do CEPT requererá tratamento complementar para que se atendam os limites estabelecidos por tal diretriz.

5.3. REMOÇÃO DE FÓSFORO

Para se avaliar o desempenho do CEPT na remoção de fósforo total (Pt) foram implementados testes em coluna de sedimentação. A coagulação nestes testes foi efetuada com elevadas dosagens de coagulantes, superiores às aplicadas na etapa anterior (dosagem padrão) e segundo as seguintes proporções: dosagem padrão+20%; dosagem padrão+50%; dosagem padrão+100%. As faixas de dosagens utilizadas neste estudo estão apresentadas na Tabela 5.3.

Tabela 5.3: Dosagens aplicadas para avaliação da remoção de fósforo total.

Produto Químico	Padrão (mg/L)	Padrão + 20% (mg/L)	Padrão + 50% (mg/L)	Padrão + 100% (mg/L)
$FeCl_3$	75	90	113	-
Panfloc TE	58	-	87	116
Tanfloc	13	16	-	26
$FeCl_3$ + Poli catiônico	15 + 1	18 +1	23 + 1	30 + 1

A interpretação dos resultados da coluna utilizou como referência a profundidade de 1,8 m (ponto de amostragem inferior). Destaca-se que a eficiência esperada pela tecnologia CEPT varia entre 75 e 90%.

A Figura 5.18 apresenta os resultados obtidos quando aplicado o cloreto férrico em dosagens 20% e 50% (90 e 113 mg/L, respectivamente) maiores que a usual (dosagem padrão).

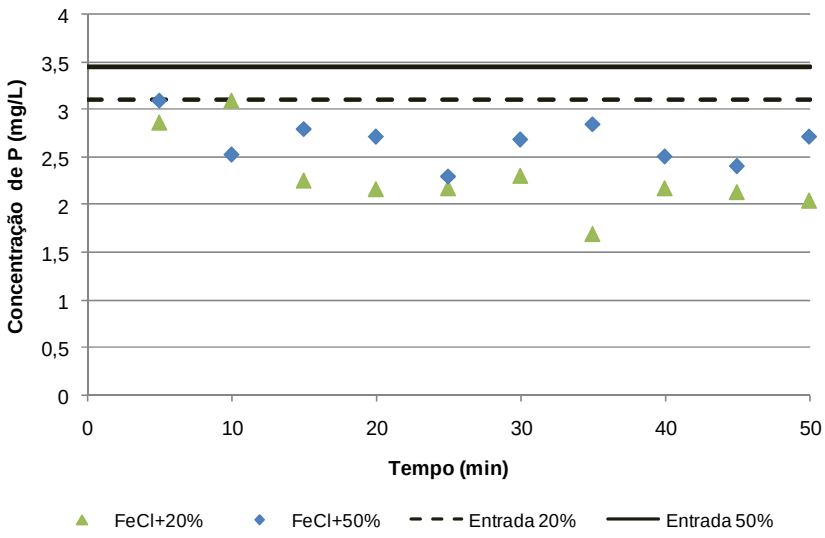


Figura 5.18: Concentração de Pt no efluente da coluna de sedimentação sob as dosagens de 90 mg/L (20%) e 113 mg/L (50%) de cloreto férrico.

Os resultados apresentados indicam um desempenho inexpressivo do cloreto férrico na remoção de Pt. Observa-se que, mesmo com o aumento da dosagem em 50% e tempo de sedimentação de 50 minutos, a concentração de fósforo não reduziu. As duas variações de dosagens testadas (+20% e +50%) produziram efluentes similares, com concentração média de 2,50 mg Pt/L. A eficiência média de remoção de Pt obtida com este produto foi de 26%, alcançando o valor máximo de 45%.

Na avaliação do Panfloc TE utilizaram-se as seguintes dosagens: 87 mg/L (+50%) e 116 mg/L (+100%). Os resultados encontrados encontram-se representados na Figura 5.19.

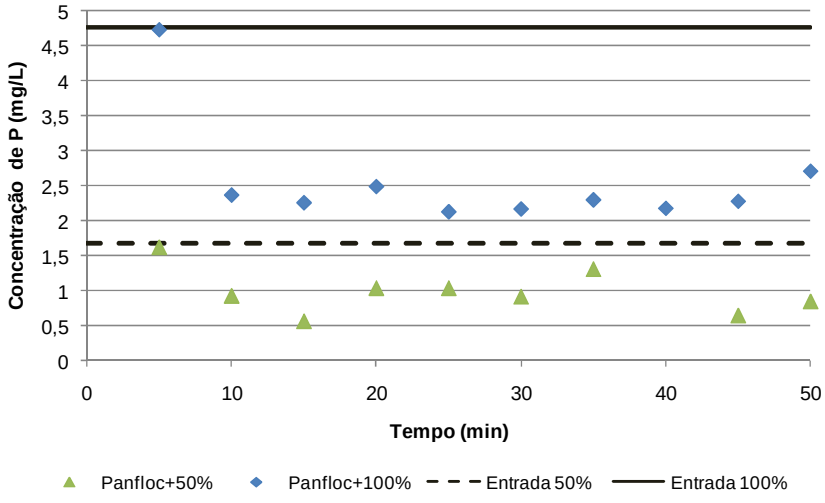


Figura 5.19: Concentração de Pt no efluente da coluna de sedimentação sob as dosagens de 87 mg/L (50%) e 116 mg/L (100%) de Panfloc TE.

O bom desempenho do Panfloc+50%, com concentrações efluentes de fósforo total inferiores a 1,0 mg/L, se deveu apenas aos seus valores reduzidos também no esgoto afluente à unidade. Quando avaliada a eficiência de remoção de Pt, as dosagens testadas apresentaram resultados médios similares: 46% e 51% para Panfloc TE+50% e Panfloc TE+100%, respectivamente. No entanto, conforme constatado no gráfico da Figura 5.19, a dosagem de 87 mg/L (+50%) apresentou maior variação ao longo do tempo do teste.

A seguir apresentam-se os resultados obtidos pelo Tanfloc compilados na Figura 5.20.

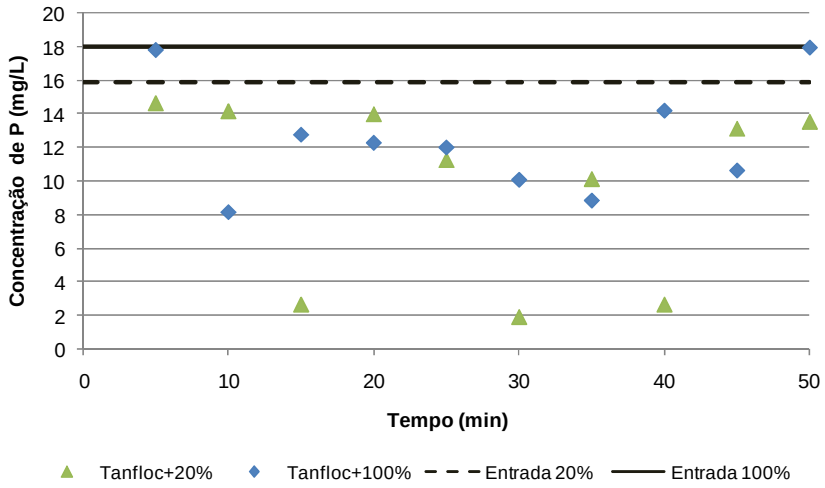


Figura 5.20: Concentração de Pt no efluente da coluna de sedimentação sob as dosagens de 16 mg/L (20%) e 26 mg/L (100%) de Tanfloc.

No caso do Tanfloc, o aumento de dosagem repercutiu na melhoria da eficiência de remoção, passando de 16% (valor médio para dosagem padrão) para 42% (valor médio para dosagem + 20%). Destaca-se, porém, que os resultados obtidos ainda são limitados para a tecnologia CEPT e muito variáveis, dada a elevada oscilação da qualidade do efluente durante o período de amostragem. Por fim, os dados indicam que, em média, a elevação da dosagem para 26 mg/L (+100%) pouco alterou o perfil de desempenho do Tanfloc, mantendo-se numa média de 39%. A maior dosagem trouxe como vantagem uma maior estabilidade nos resultados de eficiência, variando entre 21 e 55% para Tanfloc+100% contra 11 e 88% para Tanfloc+20%.

Em última análise, apresentam-se os dados obtidos para a operação com o cloreto férrico associado ao polímero catiônico na Figura 5.21.

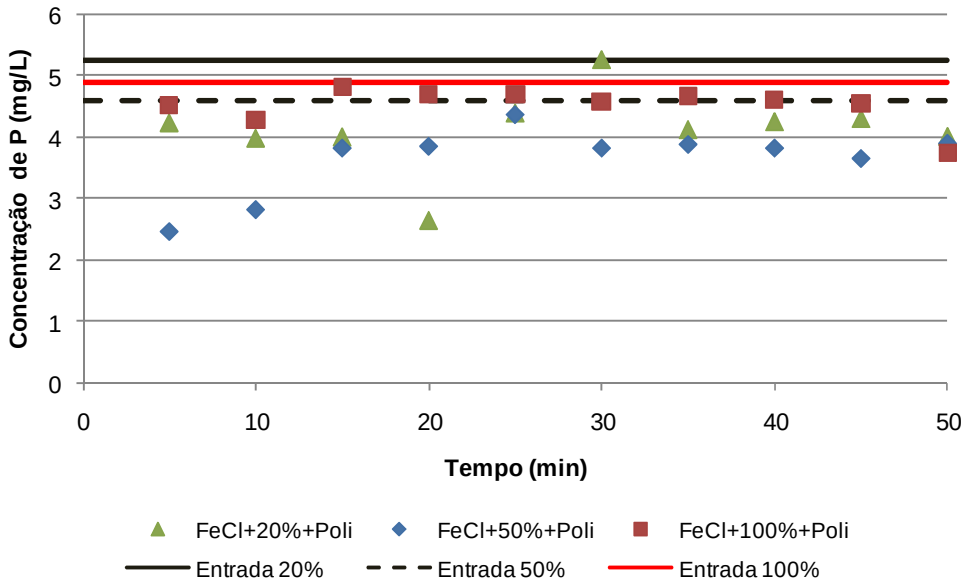


Figura 5.21: Concentração de Pt no efluente da coluna de sedimentação sob as dosagens de 18 mg/L (20%), 23 mg/L (50%) e 30 mg/L (100%) cloreto férrico associados a 1 mg/L de polímero catiônico.

Nestes testes, os afluentes à coluna apresentavam concentrações similares, assim como seus efluentes, independente da dosagem empregada. O acréscimo de 100% na dosagem padrão resultou no pior desempenho na remoção de Pt (média de 9%). A dosagem mais eficiente nesta bateria de resultados foi 23 mg/L + 1 mg/L (+50%). Essa conjugação de produtos foi a que apresentou pior desempenho na remoção de fósforo.

5.3.3. Remoção de Fósforo – Conclusões

Apresenta-se a seguir a Tabela 5.4 que reúne os principais resultados alcançados nesta etapa. Destaca-se que nenhum produto atingiu a eficiência esperada para o CEPT. Além disso, as concentrações de fósforo total após o tratamento só alcançaram valores inferiores a 1,0 mg/L quando o esgoto afluente apresentavam teores máximos deste nutriente de 2,0 mg Pt/L.

Dos produtos e dosagens testadas, o Panfloc TE + 50% (116 mg/L) apresentou o melhor desempenho (51%). Este produto apresentou ainda como característica a redução inicial dos teores de P e a manutenção das concentrações efluentes de P ao longo do período de amostragem. O Tanfloc também apresentou um bom desempenho médio, quando comparado aos demais resultados, mas com oscilação

nos valores efluentes durante o período de amostragem. O cloreto férrico, mesmo associado ao polieletrólito, não foi eficiente na remoção de Pt do esgoto.

Tabela 5.4: Resultados de remoção de fósforo total obtidos nos ensaios de coluna de sedimentação (h = 1,8 m) para os diferentes produtos químicos avaliados.

Produto Químico	Dosagem (mg/L)	Pt efluente (mg/L)	MIN - MAX Pt (mg/L)	Remoção Média Pt (%)	MIN - MAX Pt (%)
$FeCl_3$	90 (+20%)	2,30	1,70 - 3,10	29	7 – 45
	113 (+50%)	2,66	2,30 – 3,10	23	10 - 33
Panfloc TE	87 (+50%)	0,98	0,56 – 1,61	46	22 – 67
	116 (+100%)	2,56	2,13 – 4,73	51	43 – 55
Tanfloc	16 (+20%)	9,74	1,85 – 14,58	42	11 – 88
	26 (+100%)	12,41	8,07 – 17,91	39	21 - 55
$FeCl_3$+Poli	18 + 1 (+20%)	4,11	2,63 – 5,25	24	16 – 50
	23 + 1 (+50%)	3,64	2,45 – 4,37	23	15 – 47
	30 + 1 (+100%)	4,52	3,75 – 4,81	9	4 - 23

Segundo a teoria da remoção de fósforo (item 3.4 da Revisão Bibliográfica), o fósforo na forma de ortofosfatos (solúveis e inorgânicos) é mais facilmente removido por coagulação e sedimentação. A remoção do fósforo orgânico e polifosfatos depende de reações mais complexas de coagulação, o que pode ter limitado o desempenho do CEPT no tratamento de Pt.

5.4. LODO PRODUZIDO NO CEPT

Uma das preocupações relativas ao emprego do CEPT está no manejo do seu lodo que, além de se apresentar em maior quantidade, é constituído de compostos químicos utilizados na coagulação do esgoto. Essa composição pode ser responsável pela inibição do processo anaeróbio de digestão, desqualificando este tipo de estabilização para o manejo do lodo.

Neste item serão apresentados os resultados obtidos no teste de atividade metanogênica específica (AME), conduzido com os lodos gerados por todos os produtos químicos testados em campo. Ressalta-se aqui que, em função da dificuldade de manobra do sistema de descarte de lodo do CEPT, este resíduo não pôde ser coletado diretamente no decantador. Para realização da AME, o lodo foi produzido com a decantação do esgoto floculado na caixa de areia aerada em recipiente de 8 L, conforme detalhado na Metodologia (item 4.1.2).

5.4.1. Testes de Atividade Metanogênica Específica - AME

Os testes utilizaram os produtos $FeCl_3$ (sozinho e associado a polímero catiônico), Panfloc TE e Tanfloc. As dosagens testadas foram aquelas utilizadas para remoção de fósforo, ou seja: dosagem padrão, dosagem padrão + 20%, dosagem padrão + 50%, dosagem padrão + 100%. A caracterização do lodo gerado no CEPT foi realizada previamente à execução dos testes e está apresentada na Tabela 5.5.

Tabela 5.5: Caracterização do lodo químico produzido pelo CEPT para teste de AME.

PRODUTO		DQO (mg/L)	Alcalin (mg/L)	ST (mg/L)	SV (mg/L)	SV/ST (%)	TS (%)	SV reator (g/L)
$FeCl_3$	UASB	30.000	-	88.150	47.300	54	-	1,18
	Padrão	1.310	-	3.920	2.060	53	-	3,14
	+20%	3.830	-	3.520	1.670	48	-	2,77
	+50%	980	-	1.060	420	40	-	1,58
	+100%	950	-	1.320	520	39	-	1,67
Panfloc TE	UASB	29.900	270	112.510	57.040	51	11,6	2,85
	Padrão	2.470	450	1.630	770	47	0,18	2,14
	+20%	1.860	410	1.450	690	48	0,15	2,07
	+50%	1.150	380	1.610	740	46	0,17	2,11
	+100%	1.280	380	1.520	810	53	0,16	2,18
Tanfloc	UASB	21.300	-	41.100	24.630	60	-	2,46
	Padrão	600	-	240	237	99	-	1,46
	+20%	1.540	-	267	202	76	-	1,42
	+50%	1.570	-	293	226	77	-	1,45
	+100%	1.500	-	424	423	100	-	1,63
$FeCl_3$ + Poli	UASB	1.400	400	35.150	19.370	55	3,74	0,97
	Padrão	1.580	800	1.250	610	49	0,13	1,54
	+20%	470	450	940	380	41	0,10	1,32
	+50%	1.780	550	1.450	750	52	0,19	1,66
	+100%	1.360	570	1.740	920	53	0,16	1,82

Da Tabela 5.5 destaca-se a elevada relação SV/ST determinada para o lodo do Tanfloc, justificada por ser este um produto químico orgânico. Os demais lodos apresentaram esta relação entre 39% e 55%, abaixo do usual para lodos primários (entre 70 e 80%).

Os teores de sólidos (TS) encontrados para os lodos químicos também são reduzidos em relação à expectativa para lodos primários (entre 2 e 6%). Tal fato se explica pelo critério utilizado para produção do lodo já descrito anteriormente. Destaca-

se que a metodologia empregada para produção deste lodo difere das condições usuais às quais ele é submetido, não podendo estes dados caracterizar adequadamente o resíduo acumulado no decantador.

Os resultados determinados pelos testes de atividade metanogênica específica estão representados nos gráficos das Figuras 5.22 (cloreto férrico), 5.23 (Panfloc TE), 5.24 (Tanfloc) e 5.25 (cloreto férrico + polieletrólito catiônico).

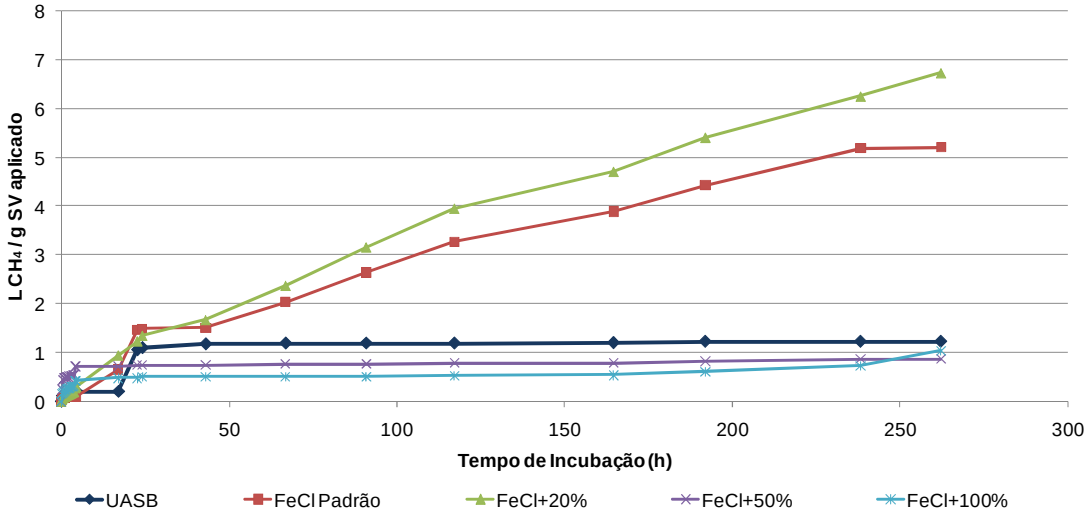


Figura 5.22: Produção de metano pela digestão anaeróbia de lodos de UASB e CEPT, utilizando como coagulante o cloreto férrico.

Os resultados indicam inibição da digestão anaeróbia quando foi utilizado lodo produzido pelas dosagens de $FeCl_3$ + 50% (113 mg/L) e $FeCl_3$ + 100% (150 mg/L). A boa produção de gás observada para as dosagens padrão (75 mg/L) e +20% (90 mg/L) é justificada pela elevada concentração de SV nos reatores desses dois lodos (Tabela 5.4), que foi cerca de duas vezes maior que SV dos demais reatores.

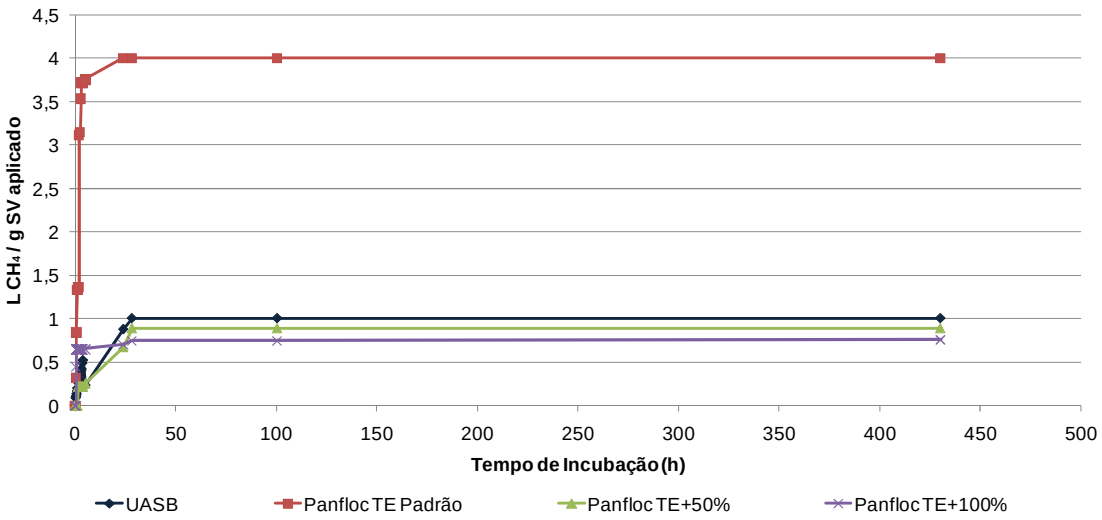


Figura 5.23: Produção de metano pela digestão anaeróbia de lodos de UASB e CEPT, utilizando como coagulante o Panfloc TE.

Observa-se, neste caso, que as dosagens superiores a 87 mg/L (Panfloc+50%) provocaram sensível diminuição da atividade metanogênica. Destaca-se que, neste experimento, todos os reatores testado apresentavam concentrações de SV similares e superiores a 2,0 mg/L.

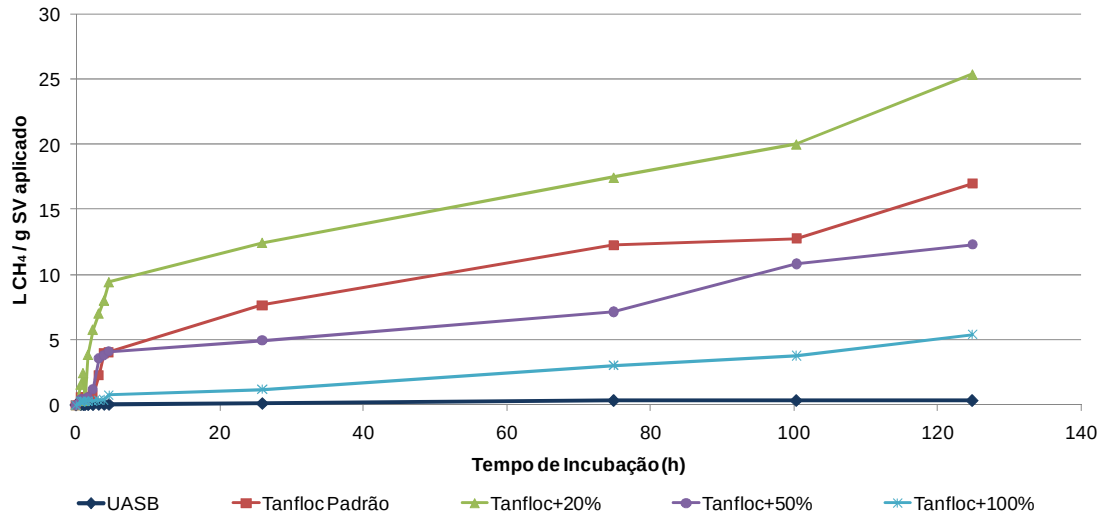


Figura 5.24: Produção de metano pela digestão anaeróbia de lodos de UASB e CEPT, utilizando como coagulante o Tanfloc.

O Tanfloc, por ser um polímero orgânico a base de tanino, apresentou elevada atividade anaeróbia, confirmada pela grande produção de biogás. Todas as dosagens utilizadas (de 13 a 26 mg/L) tiveram desempenho superior ao do UASB na produção de CH_4, mesmo sob concentrações inferiores de SV nos frascos de teste (Tabela 5.4).

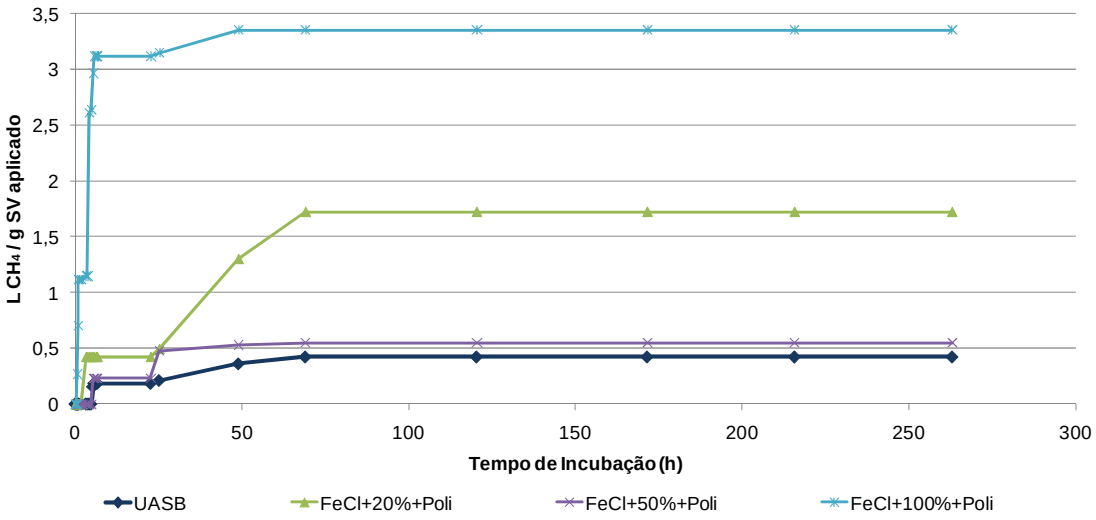


Figura 5.25: Produção de metano pela digestão anaeróbia de lodos de UASB e CEPT, utilizando como coagulante cloreto férrico e como floculante um polieletrólito catiônico.

A adição de $FeCl_3$ + polieletrólito não provocou inibição à produção de metano quando comparado ao UASB. Salienta-se que os reatores contendo os produtos químicos apresentaram concentração de SV superior ao reator contendo apenas lodo do UASB.

5.4.3. Lodo Produzido no CEPT - Conclusões

Considerando a necessidade de dar o adequado manejo do lodo químico, que inclui sua digestão, esta etapa experimental buscou avaliar a possibilidade de se digerir anaerobicamente os lodos produzidos no CEPT, mesmo quando aplicadas elevadas dosagens com o intuito de se remover fósforo.

Dos resultados obtidos, pode-se resumir que:

- ✓ O $FeCl_3$ apresentou uma pequena inibição da atividade metanogênica quando o lodo foi produzido por dosagens superiores à padrão a partir de 50% (113 mg $FeCl_3$/L);
- ✓ O Panfloc TE, já na dosagem padrão (58 mg/L), apresentou comportamento similar ao do UASB. A acentuada inibição foi percebida a partir da sobre-dosagem de 50% (87 mg/L), já que as amostras de Panfloc + 20% foram descartadas. Ao utilizar este produto como coagulante, deve-se considerar a estabilização química como o processo mais adequado.

- ✓ O Tanfloc, em função da sua própria constituição, estimulou a produção de gás independente da dosagem aplicada. O emprego do Tanfloc, portanto, favorece os processos de digestão biológica do lodo.
- ✓ O $FeCl_3$ associado ao polieletrólito não alterou as reações metabólicas da digestão anaeróbia para as dosagens testadas.

5.5. ANÁLISE CRÍTICA SOBRE O EMPREGO DO CEPT

O emprego da tecnologia CEPT envolve ampla discussão sobre aspectos técnicos, ambientais, econômicos, políticos e, porque não dizer, sociais. A adequada ponderação dessas variáveis pode resultar numa concepção de tratamento equilibrada em relação aos seus atributos e deficiências.

A) Aspectos Técnicos

A partir da avaliação da literatura estudada e dos resultados experimentais obtidos nesta pesquisa confirma-se que o CEPT é eficiente em condições de elevadas taxas de aplicação superficial, atendendo às faixas de remoção de matéria orgânica e sólidos esperadas para esta tecnologia. Destaca-se que, embora favorável, este desempenho não é suficiente para atender aos padrões ambientais vigentes.

Apesar de ser considerada por muitos como uma das vantagens do emprego do CEPT, a remoção de fósforo não é uma característica do tratamento primário avançado quando este é operado em condições usuais. Este intento só é alcançado quando aplicadas dosagens elevadas de coagulantes, que implicarão em alterações das características operacionais do CEPT e seus efluentes (líquido e sólido).

A produção do lodo no CEPT é sabidamente superior aos demais tratamentos primários. O manejo deste material, considerando as dosagens usuais de coagulantes, pode adotar a estabilização por via anaeróbia ou via alcalina. Caso se opte pela sobre-dosagem de produto químico com vistas à remoção de fósforo, deve-se considerar seu possível impacto sobre a digestão biológica do lodo, dependendo do tipo e quantidade de produto químico empregados, caso esta seja a opção implantada.

Em geral, plantas CEPT estão associadas à estabilização química do lodo, fazendo com que toda a estação e operadores estejam aptos ao manuseio dos produtos químicos.

B) Aspectos Ambientais

O CEPT, como primeira etapa de implantação de uma estação de tratamento de esgotos, é capaz de minimizar em curto prazo os efeitos negativos da poluição hídrica. Estudos mostraram que seu efluente pode ser utilizado como água de irrigação sem apresentar risco de toxicidade sobre a planta e terreno irrigados. O lodo produzido no CEPT também pode ter fim agrícola após sua higienização. No entanto, conceitos de uso agrícola de resíduos de ETE ainda não são amplamente assimilados pela população, o que pode acabar por limitar sua difusão.

Novamente, o inconveniente ambiental do emprego do CEPT é a maior produção de lodo, principalmente quando este sofre estabilização alcalina. O volume produzido por esta opção é cerca de 75% maior do que a estabilização anaeróbia. Situações em que se têm estações de maior porte instaladas em regiões onde há dificuldade de áreas adequadas para a disposição destes resíduos podem inviabilizar o uso do CEPT e sua associação à estabilização alcalina.

C) Aspectos Econômicos

Os custos de implantação reduzidos estimulam o emprego do tratamento primário quimicamente assistido, em detrimento dos seus elevados custos operacionais. Estima-se que em 25 anos os custos da implantação do CEPT seguido de lodos ativados se equivalham aos custos da associação do UASB com lodos ativados (JORDÃO *et al*., 2002).

De maneira similar, SILVA (2008) mostrou que os custos de estabilização química e biológica se equiparam ao fim de 20 anos, requerendo o primeiro um investimento inicial bem reduzido (27% do valor requerido pela digestão anaeróbia). Todavia caso adotada a estabilização alcalina em estações de grande porte situadas em grandes centros urbanos, deve-se investir em processos sofisticados de redução de volume do lodo devido à dificuldade de se obter áreas para sua disposição. Destaca-se aqui que os gastos com transporte e disposição do lodo estabilizado quimicamente podem representar cerca de 56% do custo operacional total relativo ao manejo do lodo.

Considerada a variedade de produtos químicos coagulantes disponíveis no mercado, o CEPT pode utilizar dosagens efetivas bem inferiores às aplicadas pelos produtos habituais (sais de alumínio e ferro), implicando na redução dos custos operacionais, além de proporcionar à unidade maior flexibilidade operacional.

D) Aspectos Políticos

Os aspectos econômicos considerados na concepção de um sistema de esgotamento sanitário estão associados a aspectos políticos de tomada de decisão. O direcionamento dos recursos, geralmente limitados, é sempre dependente da política da empresa gestora do sistema de esgotamento sanitário e dos órgãos reguladores.

Optar-se por uma solução que demanda menor custo inicial pode ser a solução adequada para ampliar investimentos em outros setores importantes no sistema de esgotamento como, por exemplo, implantação de rede coletora.

E) Aspectos Sociais

A adoção do CEPT pode permitir a ampliação da prestação do serviço de esgotamento sanitário, com imediata redução do impacto ambiental da região atendida pelo sistema, culminando na melhoria da qualidade de vida da população atendida.

Diante dessas ponderações, pode-se enfim indicar as condições mais adequadas para implantação do CEPT como solução, em primeira etapa, no tratamento de esgotos sanitários:

- ✓ Aplica-se a estações localizadas em regiões balneárias ou de grande afluxo de pessoas em períodos específicos do ano. Nestes casos, a operação do CEPT será intermitente e associada à etapa biológica de tratamento.
- ✓ Aplica-se a estações ligadas ao sistema de esgotamento sanitário do tipo unitário, em regiões cujo período de chuvas é bem definido.
- ✓ Aplica-se na ampliação de estações existentes, garantindo assimilação do aumento da vazão afluente à ETE. Esta aplicação está limitada à capacidade implantada na ETE para assimilar o aumento da produção de lodo devido à operação do CEPT.
- ✓ Aplica-se em situações que requeiram menor investimento inicial para possibilitar a ampliação da prestação dos serviços de saneamento.
- ✓ Recomenda-se sua associação com a estabilização química do lodo, garantindo assim um menor custo de implantação e facilidade operacional, uma vez que todas as instalações e operadores estarão aptos a manusear os produtos químicos.

- ✓ Recomenda-se seu emprego em estações de menor porte, quando exista dificuldade de transporte e disposição do lodo gerado. Caso adotado em estações de maior capacidade deve-se prever maior custo de investimento na implantação de processos de redução de volume do lodo mais eficientes.
- ✓ Aplica-se ao tratamento de esgotos sanitários cuja destinação final é o lançamento em emissário submarino.

CAPÍTULO 06

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente capítulo resume os resultados obtidos nesta pesquisa e apresenta sugestões para novos trabalhos relacionados ao tema.

É importante destacar que todas as dosagens de produtos químicos aqui apresentadas se referem à concentração do produto comercial. Para se obter as concentrações de produto coagulante ativo, devem-se aplicar os percentuais informados pelos fabricantes ou determinados em laboratório.

6.1. CONCLUSÕES

São apresentadas a seguir as conclusões do trabalho organizadas segundo os seguintes tópicos: (A) seleção de produtos químicos; (B) taxa de aplicação superficial no CEPT; (C) remoção de sólidos e matéria orgânica; (D) remoção de fósforo; (D) lodo produzido no CEPT.

A) Seleção de Produtos Químicos

Os testes de bancada auxiliaram na seleção dos produtos químicos a serem utilizados nos experimentos de campo. Os produtos selecionados, segundo análise técnica e econômica, e suas respectivas dosagens foram: cloreto férrico (70 mg/L), Panfloc TE (30 mg/L), Panfloc TE6500 (46 mg/L), Tanfloc (10 mg/L) e $FeCl_3$+polímero catiônico (15,5 + 0,5 mg/L).

A adição dos produtos químicos testados não provocou uma variação de pH representativa no esgoto tratado, exceto quando aplicadas concentrações elevadas de

$FeCl_3$. Para dosagens de cloreto férrico superiores a 100 mg/L deve-se avaliar a necessidade de ajuste de pH do efluente clarificado para evitar comprometimento das etapas posteriores de tratamento, como a inibição de processos biológicos, ou adequar o efluente ao padrão de lançamento em corpos receptores.

B) Taxa de Aplicação Superficial no CEPT

Estes testes foram conduzidos sob três diferentes taxas de aplicação superficial (TAS): 80, 100 e 120 $m^3/m^2.dia^{-1}$. A elevação da TAS para 120 $m^3/m^2.dia^{-1}$ provocou redução do desempenho da unidade, mais evidente quando avaliado o parâmetro DBO. Deste modo, este trabalho recomenda que a taxa de aplicação superficial limite de operação do decantador do CEPT seja de 100 $m^3/m^2.dia^{-1}$.

C) Remoção de Sólidos e de Matéria Orgânica

Quanto à remoção de matéria orgânica e sólidos, destacam-se as seguintes observações:

- ✓ Todos os produtos utilizados apresentaram desempenho na remoção de SST e DBO de acordo com o esperado para a tecnologia CEPT (entre 60 e 90% para sólidos e entre 45 e 80% para DBO).
- ✓ O efluente tratado com cloreto férrico (75 mg/L) apresentou grande variação na sua qualidade. Sua associação com polieletrólito catiônico apresentou o pior desempenho, quando comparado aos outros produtos testados neste trabalho, com as remoções médias de 62% para SST e 54% para DQO.
- ✓ O Tanfloc apresentou melhor desempenho na remoção de SST (82%) e DBO (63%). Todavia, seus resultados se mostraram muito variáveis em relação à média quando alteradas as TASs. Essa variação foi confirmada pelos testes em coluna de sedimentação.
- ✓ O Panfloc TE também apresentou bom desempenho na remoção de SST (79%) e DBO (63%), mas com a vantagem comprovada pelos testes em coluna de sedimentação de maior estabilidade dos resultados. A variação de TAS pouco interferiu na performance do produto. O esgoto tratado com Panfloc TE apresentou melhor qualidade do efluente, tanto para sólidos (43 mg SST/L) como para matéria orgânica (57 mg DBO/L).

- ✓ Verifica-se que o CEPT produziu efluentes sempre abaixo de 100 mg/L para SST e DBO, independente do produto utilizado. Tomando-se como referência a diretriz DZ 215 (2007) do Estado do Rio de Janeiro, a concentração máxima de lançamento permitida para sistemas de grande porte (carga orgânica > 80 kg DBO/dia) é de 40 mg/L (SST e DBO). A qualidade do efluente tratado pelo CEPT só se adequaria a essa diretriz, sem requerer tratamento complementar, caso implantado em unidades de pequeno porte (população equivalente de 500 habitantes, aproximadamente), situação em que não se aplica o tratamento primário quimicamente assistido.

Destaca-se assim que os produtos químicos testados nesta pesquisa apresentaram bom desempenho na remoção de matéria orgânica e sólidos, destacando-se o Panfloc TE e o Tanfloc, mesmo sob elevadas taxas de aplicação superficial no decantador (TAS = 100 m^3/m^2.dia). Apesar de favorável, este desempenho não é suficiente para atender aos padrões ambientais estabelecidos para matéria orgânica e sólidos. A escolha do coagulante adequado à unidade CEPT a ser implantada deverá considerar não só a dosagem requerida do produto, mas também seu custo de aquisição e de transporte.

D) Remoção de Fósforo

- ✓ Nenhum dos produtos testados alcançou a eficiência esperada para o CEPT (75 a 90%). Além disso, as concentrações de fósforo total efluentes só alcançaram valores inferiores a 1,0 mg/L quando o esgoto afluente apresentavam teores máximos deste nutriente de 2,0 mg Pt/L.

- ✓ O Panfloc TE + 50% (116 mg/L) apresentou o melhor desempenho na remoção de Pt (51%). Este produto apresentou ainda como característica a redução inicial dos teores de P e a manutenção das concentrações ao longo do período de amostragem.

- ✓ O Tanfloc também apresentou um bom desempenho médio na remoção de Pt quando comparado aos demais resultados, mas com elevada oscilação nos valores efluentes durante o período de amostragem.

- ✓ O cloreto férrico, mesmo associado ao polieletrólito, não foi eficiente na remoção de Pt do esgoto.

A remoção de fósforo não é uma característica do tratamento primário avançado quando este é operado em condições usuais, apesar de esta ser uma das vantagens correntemente associadas ao processo. Esta remoção só pode ser obtida quando aplicadas dosagens elevadas de coagulantes.

E) Lodo Produzido no CEPT

Considerando a necessidade de se fazer o adequado manejo do lodo químico, que inclui sua digestão, torna-se necessário avaliar a possibilidade de se digerir anaerobicamente os lodos produzidos no CEPT, mesmo quando aplicadas elevadas dosagens com o intuito de se remover fósforo. Para tal avaliação, utilizou-se como ferramenta o teste de atividade metanogênica específica que permite, através da determinação de gás metano produzido no metabolismo anaeróbio, verificar o desempenho deste processo de digestão.

Dos resultados obtidos, pode-se resumir que:

- ✓ O $FeCl_3$ apresentou uma pequena inibição da atividade metanogênica quando o lodo foi produzido por dosagens superiores à padrão e a partir de 50% (113 mg $FeCl_3$/L);
- ✓ O Panfloc TE, já na dosagem padrão (58 mg/L), apresentou comportamento similar ao do UASB. A acentuada inibição foi percebida a partir da sobre-dosagem de 50% (87 mg/L). Ao utilizar este produto como coagulante, deve-se considerar a estabilização química como o processo mais adequado.
- ✓ O Tanfloc TE, em função da sua constituição tipicamente orgânica, estimulou a produção de gás independente da dosagem aplicada. O emprego do Tanfloc, portanto, favorece os processos de digestão biológica do lodo.
- ✓ O $FeCl_3$ associado ao polieletrólito não alterou as reações metabólicas da digestão anaeróbia, apresentando comportamento similar ao do UASB para as dosagens testadas.

6.2. RECOMENDAÇÕES

Diante do panorama apresentado pela bibliografia consultada e de algumas limitações experimentais desta pesquisa, seguem algumas recomendações para trabalhos futuros:

- ✓ Conduzir experimentos em unidades CEPT com representatividade hidrodinâmica, a fim de fazer avaliação mais detalhada do seu desempenho na remoção de matéria orgânica e sólidos, além de avaliar as características lodo produzido. Estes estudos devem ampliar a discussão sobre a associação de coagulantes e polímeros.

- ✓ Conduzir testes complementares em fluxo contínuo para adequada avaliação do desempenho do CEPT na remoção do fósforo. A avaliação deve considerar as diferentes formas de fósforo presentes no afluente e efluente do CEPT, a fim de verificar a real possibilidade de remoção deste nutriente no tratamento primário avançado.

- ✓ Ampliar estudos sobre a digestão de lodo, principalmente quando utilizados coagulantes à base de alumínio, considerando seu potencial inibidor e os riscos associados à disposição deste resíduo no meio ambiente.

- ✓ Avaliar a efetividade da associação de tecnologias de baixo custo na adequada remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes. Dentre as concepções consideradas destacam-se: (a) CEPT + UASB + zeólitas; (b) CEPT + filtro biológico percolador com recirculação. Estes estudos devem considerar aspectos relacionados ao desempenho, à produção e manejo do lodo e aos custos.

CAPÍTULO 07

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADIN, A. e ASANO, T. **'The Role of Physical- Chemical Treatment in Wastewater Reclamation and Reuse'**. Water Science Technology, Vol. 37, N. 10, pp. 79-90, 1998.

AHMED, S.A.R. **'Fast-Track Evaluation of a Compact Chemically Enhanced – Trickling Filter System'**. Brazilian Journal of Chemical Engineering, Vol. 24, n° 2, pp 171-184, April-June, 2007.

AIYUK, S., AMOAKO, J., RASKIN, L., VAN HAANDEL, A., VERSTRAETE, W. **'Removal of Carbon and Nutrients from Domestic Wastewater using a Low Investment Integrated Treatment Concept'**. Water Research, Vol. 38, n° 13, pp 3031-3042. 2004.

ANDREOLI, C. V., VON SPERLING, M. e FERNANDES, F. **'Lodo de Esgotos: Tratamento e Disposição Final'**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001.

APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WEF – Water Environment Federation. **'Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater'**. American Public Health Association, Washington, 1998.

AQUINO, S.F., CHERNICHARO, C.A.L., FORESTI, E., SANTOS, M.L.F., MONTEGGIA, L.O. **'Metodologias para Determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em Lodos Anaeróbios'**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol.12, número 2, pag. 192-201. Abril e Junho. 2007.

ARAQUE, M.P. **'Evaluación de los Tratamientos Térmico y Alcalino en La Desinfección del Lodo Generado en La PTAR El Salitre'**. Universidad de los Andes, ICYA 2006-17, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS **'NBR 12.209 – Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário'**. Rio de Janeiro, Brasil, 1990.

AZEVEDO NETTO, J. M. *et al*. **'Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água'**. 2ª Edição Revisada. Volume 2. São Paulo: CETESB, 1976.

BARRETO, P.S. **'Biodegradabilidade do Antineoplásico Ciclofosfamida por Processo Anaeróbio'**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

CASSINI,S.T. (Coordenador) **'Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás'**. Rio de Janeiro: ABES, RiMA. 2003.

CHAGNON, F. **'An Introduction to Chemically Enhanced Primary Treatment'**. Massachusetts Institute of Technology (Publisher), Cambridge (MA). 2002.

CHAVEZ, A., MAYA, C. e JIMENEZ, B. '**Particle Size Distribution to Design and Operate an APT Process for Agricultural Wastewater Reuse'**. Water Science Technology, ;53(7):43-9, 2006.

CHERNICHARO, C.A.L. **'Reatores Anaeróbios'**. Volume 5, 2ª Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. 2007.

CHU, C. W., POON, C. S. e CHEUNG, Y. H. **'Characterization of Raw Sludge, Chemically Modified Sludge and Anaerobically Digested Sludge in Hong Kong'.** Water Science Technology, Vol. 38, N. 02, pp. 25-32, 1998.

CONAMA (Brasil). Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 357 de 17 de março de 2005 **'Dispõe sobre a Classificação das Águas Doces, Salobras e Salinas'**. Ministério do Desenvolvimento e Desenvolvimento Urbano, 2005.

DI BERNARDO, L. et al (1987). **'Coagulação de Águas com Cor Elevada'**. Revista DAE, v. 47 (150), p. 227-239, 1987.

DI BERNARDO, L., DI BERNARDO, A. e CENTURIONE FILHO, P. L. **'Ensaios de Tratabilidade de Água e Resíduos gerados em Estações de Tratamento de Água'**. São Carlos: RiMa, 2002.

DIRETRIZ 215.R-4 **'Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem Sanitária'**. Rio de Janeiro, FEEMA. 2007.

EPA (United States). Environmental Protection Agency. **'Design Manual – Phosphorus removal'**. 1987.

FLORENCIO, L., BASTOS, R.K.X., AISSE, M.M. **'Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários'**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **'Guanabara Bay Water Quality Policy Model and Its Application – Versão Preliminar'**. Rio de Janeiro, 1997.

HARLEMAN, D. R. F. e MURCOTT, S. E. **'Upgrading and Multi-stage Development of Municipal Wastewater Treatment Plants: Applicability of Chemically Enhanced Primary Treatment'**. Technical report, World Bank, 1992.

HARLEMAN, D. R. F. e MURCOTT, S. E. **'An Innovative Approach to Urban Wastewater Treatment in the Developing World'**. Water 21, pp. 44-48, June, 2001.

JIMÉNES-CISNEROS, B. **'Wastewater Reuse to Increase Soil Productivity'**. Water Science Technology, Vol. 32, N. 12, pp. 173-180, 1995.

JORDÃO, E. P. e FIGUEIREDO, I. C. **'Chemical Enhanced Primary Treatment – Pilot Investigation and Case Studies in Brazil'**. In: 76th WEFTEC - WEF Conference, 2005, Washington, USA. CD Rom. Alexandria, VA, USA : WEF, 2005.

JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. **'Tratamento de Esgotos Domésticos'**. 4ª Edição. Rio de Janeiro, 2005.

JORDÃO, E. P. e VOLSCHAN, I. **'Cost-effective Solutions for Sewage Treatment in Developing Countries - the Case of Brazil'**. Water Science and Technology, Inglaterra, v. 50, n. 7, p. 237-242, 2004.

JORDÃO, E. P., VOLSCHAN JR., I., ÁVILA, R. O. e SOUSA, E. C. **'Tratamento Primário Quimicamente Assistido (CEPT) e Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (UASB) – Comparação de Custos de Implantação e Operação'**. Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – SILUBESA, 2002.

LAMB, L. e PEREZ, M. E. **'Tanino e Sulfato de Alumínio'**. Montenegro/RS. 1996.

MADERA, C.A., MARA, D.D, TORRES, P. **'Sanitisations of Biosolids from Chemical Enhanced Primary Treatment Plant: Composting or Alkali Stabilization?'**. Conferencia Latino Americana de Saneamiento. Cali/Colombia, 2007.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse**. 3rd ed., McGraw-Hill, 1991.

NACHEVA, P. M., BUSTILLOS, L.T., CAMPEROS, E. R., ARMENTA, S. L. e VIGUEROS, L. C. **'Characterization and Coagulation-Flocculation Treatability of Mexico City Wastewater applying Ferric Chloride and Polymers'.** Water Science Technology, Vol. 34, N. 03-04, pp. 235-247, 1996.

NENOV, V. **'TSS/BOD Removal Efficiency and Cost Comparison of Chemical and Biological Wastewater Treatment'**. Water Science Technology, Vol. 32, n. 07, pp 207/214. 1995.

NORMA TÉCNICA 202.R-10 **'Critérios e Padrões para Lançamento de Efluentes Líquidos'**. Rio de Janeiro, FEEMA. 1986.

NOYOLA, A. e TINAJERO, A. **'Anaerobic Thermophilic Digestion of Sludge from Enhanced Primary Treatment of Municipal Wastewater'**. Water Environment Federation, 2005.

ODEGAARD, H. **'Norwegian Experiences with Chemical Treatment of Raw Wastewater'**. Water Science Technology, Vol. 25, n. 12, pp 255/264. 1992.

OLIVE, N. **'Design of a Chemically Enhanced Primary Treatment Plant for the City of Alfenas, Minas Gerais, Brazil'**. Dissertação de Mestrado. Massachusetts Institute of Technology. June, 2002.

O'Melia, C.R. **'Coagulation and Flocculation'**. In: W.J. Weber, Jr., Editor, *Physico-chemical Processes for Water Quality Control*, Wiley Interscience, New York, pp. 61–109, Chapter 2. 1972.

PIVELI, R. P. e KATO, M. T. **'Qualidade da Água e Poluição: Aspectos Físico-químicos'**. São Paulo: ABES, 2005.

POON, C. S. e CHU, C. W. **'The use of Ferric Chloride and Anionic Polymer in the Chemically Assisted Primary Sedimentation Process'.** Chemosphere, Vol. 39, nº 10, pp. 1573-1582, 1999.

RICCITELLI, M., SEMURA, K.A., ZELMIKAITIS, L. **'Avaliação da Aplicação da Tecnologia de Tratamento Primário Intensificado Quimicamente nas ETEs da Região Metropolitana de São Paulo – CEPT (Chemically Enhanced Primary Treatment)'**. 23° Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Campo Grande/MS. 2005.

RICHTER, C. A. e AZEVEDO NETO, J. M. **'Tratamento de Água – Tecnologia Atualizada'**. 3ª Reimpressão. Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo, 2000.

RIO DE JANEIRO. Lei Estadual nº4692 de 29 de dezembro de 2005, que modifica a Lei 2661/1996. **'Exigência de Níveis Mínimos de Tratamento de Esgotos Sanitários antes de seu Lançamento em Corpos D'água'**. 2005

SANT'ANNA, M.P., SILVA, M.O.S.A e SILVA, M.F. **'ETE Goiânia – Tratamento Primário Quimicamente Assistido – Eficiência e Caracterização do Lodo'**. 23° Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Campo Grande/MS. 2005.

SANTOS, J.S., CHAO, I.R.S., GONÇALVES, M.C. **'Estudo da Ampliação da Capacidade Nominal das Estações de Tratamento de Esgotos da RMSP pela Otimização de Processos usando Tecnologia CEPT - Chemically Enhanced Primary Treatment'**. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún/Mexico. 2002.

SEDLAK, R., Editor. **'Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater. Principles and Practice'**. 2nd Edition. 1991.

SERVIÇO BRASILEIRO DE RESPOSTAS TÉCNICAS. Disponível em http://sbrt.ibict.br . Acesso em 01 de junho de 2006.

SILVA, M.F. e SILVA, K.M. **'Avaliação de Coagulação para Tratamento Primário Quimicamente Assistido – ETE Goiânia'**. 23° Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Campo Grande/MS. 2005.

SILVA, M.O.S.A. **'Análises Físico-químicas para Controle de Estações de Tratamento de Esgotos'**. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB. São Paulo, 1977.

SILVA, M.O.S.A. **'Digestão Anaeróbia ou Estabilização Química: Como Decidir?'**. VI Conferência Interamericana de Biossólidos. Rio de Janeiro. 2008.

SILVA, T. S. S. **'Estudo de Tratabilidade Físico -Química com Uso de Taninos Vegetais em Água de Abastecimento e de Esgoto'**. Dissertação de Mestrado. Fundação Osvaldo Cruz, 1999.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **'Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos'**. Ministério das Cidades – SNSA – PMSS. 2006.

SMOLUCHOWSKI, M. **'Versuch uner Mathematischen Theorie der Koagulationskinetik Kolloider Losunger'**. Phys. Chem., 92:129. 1917.

TSUKAMOTO, R. Y. **'Tratamento Primário Avançado: O Paradigma Moderno do Tratamento de Esgotos (Parte 3/3)'**. Revista Água Latino Americana, Vol. 02, n. 04. 2002.

TSUTIYA, M. T. *et al.* **'Biossólidos na Agricultura'**. 1ª Edição. São Paulo: SABESP, 2001.

VIANNA, M. R. **'Hidráulica aplicada às Estações de Tratamento de Água'**. 3ª Edição. Belo Horizonte: Imprimatur, 1997.

VON SPERLING, M. **'Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento de Esgotos'**. Volume 1, 3ª Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. 2005.

VON SPERLING, M. **'Lodos Ativados'**. Volume 4. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. 1997.

VON SPERLING, M. **'Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos'**. Volume 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. 1996.

XU, G.R., YAN, Z.C., WANG, Y.C. e WANG, N. **'Recycle of Alum Recovered from Water Treatment Sludge in Chemically Enhanced Primary Treatment'**. Journal of Hazardous Materials, n°161, 663 – 669, 2009.

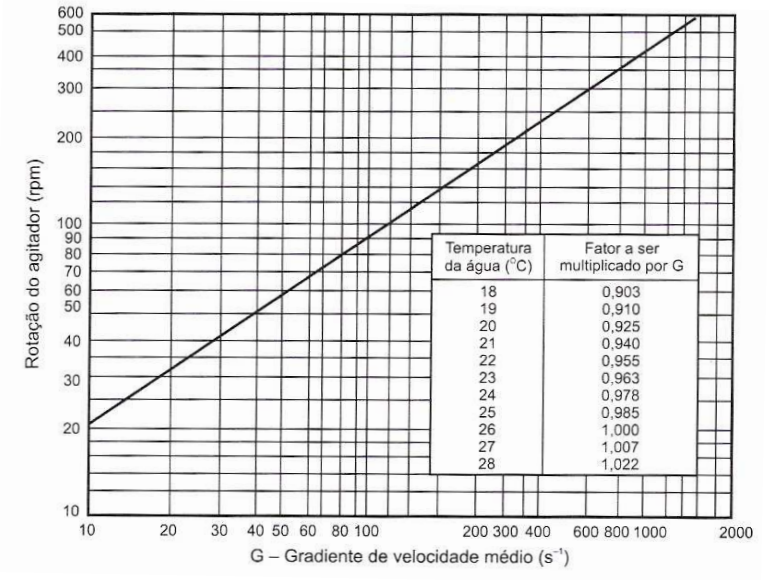
XU, G.R., ZHANG, Y.P., GREGORY, J. **'Different Pollutants Removal Efficiencies and Pollutants Distribution with Particle Size of Wastewater Treated by CEPT Process'**. Water Practice & Technology, Vol. 1, n°3, IWA. 2006.

YOSHIDA, F. **'Remoção de Matéria Orgânica e Fósforo de Efluente de Tratamento Anaeróbio por Processo Físico-Químico'**. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2005.

ANEXO I - Ensaio de Jarro

O ensaio de jarros, também denominado *Jar Test*, é um método largamente empregado para determinação de dosagens ótimas de produtos químicos a serem aplicados em unidades de tratamento. Também pode ser utilizado como ferramenta de projeto na obtenção dos valores de G e T ideais nas etapas de coagulação e floculação de uma estação. O equipamento de reatores estáticos deve apresentar controle de velocidade dos agitadores, de forma a permitir a variação do G.

O valor desse gradiente também sofre interferência da forma e das dimensões do agitador, do volume e da forma do frasco e da temperatura da amostra. A curva característica do aparelho, que relaciona o gradiente de velocidade com a rotação produzida pelo equipamento, é apresentada na Figura AI.1.



Fonte: DI BERNARDO *et al.* (2002)

Figura AI.1: Relação entre gradiente de velocidade e a rotação do agitador

Os principais parâmetros de controle da amostra utilizados para avaliar características dos processos físico-químicos de tratamento são pH e turbidez. Outros parâmetros também podem ser determinados em função da finalidade do ensaio, sendo eles: cor, condutividade elétrica, potencial zeta, nutrientes, contagem de microrganismos, etc. Precedendo ao ensaio, torna-se imprescindível a caracterização da amostra bruta segundo análises previamente estabelecidas.

As rotinas experimentais propostas a seguir foram propostas por DI BERNARDO *et al.* (2002). O protocolo recomendado para seleção de coagulante e dosagem ótima deve seguir a seguinte seqüência:

1. Preparam-se as soluções de produtos químicos a serem testados em concentrações compatíveis com as dosagens a serem aplicadas.
2. Preenchem-se os frascos do Jar Test (volume de 1 ou 2 litros) com a água a ser testada devidamente homogeneizada. Os frascos e os agitadores devem ser limpos previamente para excluir a possibilidade de contaminação das amostras pelo teste anterior. É importante fixar a temperatura de ensaio, já que a variação desse parâmetro pode alterar a viscosidade da amostra e a constante da velocidade de reação do produto com o meio, interferindo nos resultados obtidos.
3. Preparam-se os volumes das dosagens dos produtos químicos em recipientes apropriados. O sistema de dosagem deve garantir sua adição simultânea nos jarros de teste. Neste momento devem-se preparar também os dispositivos de descarte e de coleta de amostras, enumerando devidamente os frascos quando se deseja avaliar a velocidade de sedimentação.
4. Liga-se o equipamento ajustando a velocidade de rotação para 100 rpm. Nessa condição deve-se realizar o ajuste do pH da amostra, caso necessário, com a adição de produtos alcalinizantes, acidificantes ou pré-oxidantes.
5. Após o tempo de contato mínimo requerido para conclusão da etapa anterior, deve-se ajustar a rotação do equipamento para o gradiente de velocidade desejado para mistura rápida (G_{MR}). O início do teste ou tempo zero do experimento será definido pelo instante da adição do coagulante na amostra. Caso seja prevista a aplicação de polímero, essa deve ser feita 1 minuto após a introdução do produto coagulante.
6. Após o período definido como tempo de contato da mistura rápida reduz-se a rotação do equipamento para o valor correspondente ao gradiente de velocidade de floculação (G_F).
7. Após o tempo de floculação desliga-se o equipamento para se proceder a etapa de sedimentação dos flocos formados.
8. A coleta da amostra de água decantada deve considerar a velocidade de sedimentação desejada, que será correlacionada com a profundidade e o tempo amostragem. Deve-se realizar um pequeno descarte antes da coleta para que evitar a interferência da água acumulada na mangueira de amostragem.

Deve-se por fim proceder as análises de turbidez e de pH nas amostras coletadas que, comparadas com os resultados obtidos na amostra bruta, permitirão a avaliação do desempenho dos processos de coagulação e floculação.

Nos ensaios de jarro em que se deseja a otimização da mistura rápida deve-se determinar a melhor relação entre G_{MR} e tempo de contato. O procedimento indicado para realização desse ensaio está descrito a seguir.

1. Prepara-se a solução de coagulante a ser aplicada nos frascos. Neste ensaio utiliza-se a mesma dosagem de produto, otimizada em testes realizados segundo protocolo descrito anteriormente. Os recipientes utilizados para conter o coagulante devem ser dispostos de maneira independente, diferente da metodologia descrita anteriormente, para permitir a adição do produto nos jarros em instantes distintos.
2. Liga-se o equipamento ajustando a velocidade de rotação para o G_{MR} fixado. O cronômetro deve ser acionado no instante em que se adicionar o coagulante no Jarro 1. Esse primeiro jarro tem então o maior tempo de mistura rápida. A adição de produto químico nos outros jarros é efetuada após intervalos de tempo pré-definidos, fazendo com que cada frasco tenha um tempo de contato na mistura rápida diferenciado.
3. Reduzi-se a rotação para o valor de G_F depois de alcançado o maior tempo de mistura rápida a ser testado.
4. Desliga-se o equipamento após o tempo de floculação. Deve-se extrair amostras de água decantada de todos os frascos após tempo de sedimentação, definido em função da velocidade de sedimentação desejada (como descrito na metodologia anterior). Para cada amostra coletada deve-se determinar os parâmetros de controle (turbidez e/ou cor aparente), comparando os resultados com aqueles determinados na amostra bruta.

Os passos descritos anteriormente devem ser repetidos para diferentes valores de gradientes de velocidade para mistura rápida.

Utiliza-se também o Jar Test para relacionar o tempo e o gradiente de velocidade ótimos na etapa de floculação. A metodologia para realização desse teste pode ser assim executada:

1. Após encher os frascos de teste com a amostra de água a ser testada, aciona-se os agitadores com rotação correspondente ao gradiente de velocidade de mistura rápida. A concentração do produto químico coagulante deve ser idêntica para todos os jarros e adicionada de maneira simultânea, momento a partir do qual deve ser marcado o tempo do ensaio.

2. Após o tempo de mistura rápida, reduz-se a rotação para a velocidade correspondente ao gradiente de velocidade da floculação (G_F).
3. Para garantir a variação dos tempos de floculação (T_F), deve-se suspender as paletas dos agitadores de cada jarro separadamente de acordo com os intervalos de tempo previamente definidos.
4. Coletam-se amostras de água decantada em todos os jarros, considerando a velocidade de sedimentação desejada. Devem-se então determinar os parâmetros de controle para se estimar a melhor relação $G_F.T_F$ para o ensaio realizado.

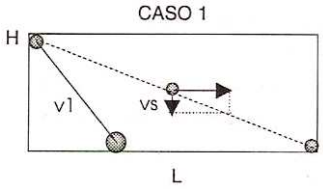
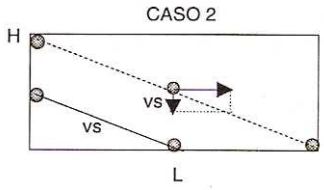
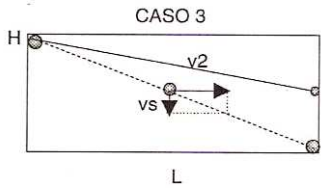
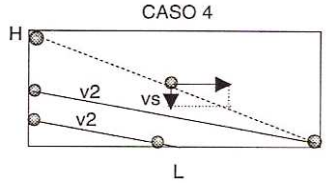
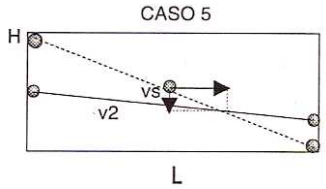
Os passos anteriores devem ser repetidos para diferentes valores de gradientes de velocidade para floculação.

A utilização de ensaios de bancada, dentre eles o teste de jarros, e instalações piloto de fluxo contínuo auxiliam de maneira muita positiva na obtenção de dados de projeto mais próximos às situações reais de operação. Essas ferramentas auxiliam também na otimização de sistemas já implantados, adequando-os às novas condições operacionais que possam estar submetidos.

ANEXO II - Ensaio em Coluna de Sedimentação

A remoção de sólidos em um tanque de sedimentação deve analisar dois parâmetros: (a) velocidade de sedimentação da partícula comparada à velocidade de sedimentação de projeto; e (b) altura em que a partícula entra na zona de sedimentação. Estes conceitos estão detalhados na Tabela AII.1.

Tabela AII.1: Sedimentação de partículas discretas em unidade de fluxo horizontal.

CASO	SITUAÇÃO DAS PARTÍCULAS
	PARTÍCULAS REMOVIDAS • Partículas com velocidade de sedimentação igual a v_s e que entram no tanque em uma altura H. • Partículas com velocidade de sedimentação $v_1 > v_s$ e que entram no tanque em uma altura H.
	PARTÍCULAS REMOVIDAS • Partículas com velocidade de sedimentação igual a v_s e que entram no tanque em uma altura menor que H.
	PARTÍCULAS NÃO REMOVIDAS • Partículas com velocidade de sedimentação $v_2 < v_s$ e que entram no tanque em uma altura H.
	PARTÍCULAS PODEM SER REMOVIDAS • Partículas com velocidade de sedimentação $v_2 < v_s$ e que entram no tanque em uma altura menor que H.
	PARTÍCULAS PODEM NÃO SER REMOVIDAS • Partículas com velocidade de sedimentação $v_2 < v_s$ e que entram no tanque em uma altura menor que H.

Fonte: VON SPERLING (1996)

As considerações acima são válidas para interpretação dos resultados da coluna de sedimentação, pois para que se possa determinar a eficiência de remoção do material em suspensão em um determinado tempo é importante considerar várias velocidades de sedimentação.

A coluna de sedimentação é capaz de simular em um só teste diferentes velocidades de sedimentação e tempos de contato, uma vez que possui altura similar

à do decantador e permite a extração de amostras em diferentes instantes e profundidades. Assim, quando se realiza a amostragem numa profundidade 'H_n', após um tempo 'T_n', é possível observar na amostra coletada uma redução da concentração de SS ou da medida de turbidez (parâmetros utilizados como controle) em relação a amostra bruta. Pode-se então considerar que a suspensão tem velocidade de sedimentação superior ao valor determinado pela razão entre H_n e T_n (VON SPERLING, 1996).

Em casos de sedimentação floculenta, os resultados do ensaio de coluna de sedimentação devem ser apresentados na forma de curvas de isoeficiências, conforme Figura AII.1, relacionando o percentual de remoção de sólidos com a profundidade e o tempo de contato da coluna. Esses dados devem ser devidamente interpretados para que os resultados finais representem o efeito da aceleração sobre a velocidade de sedimentação, existente em função do aumento dos flocos.

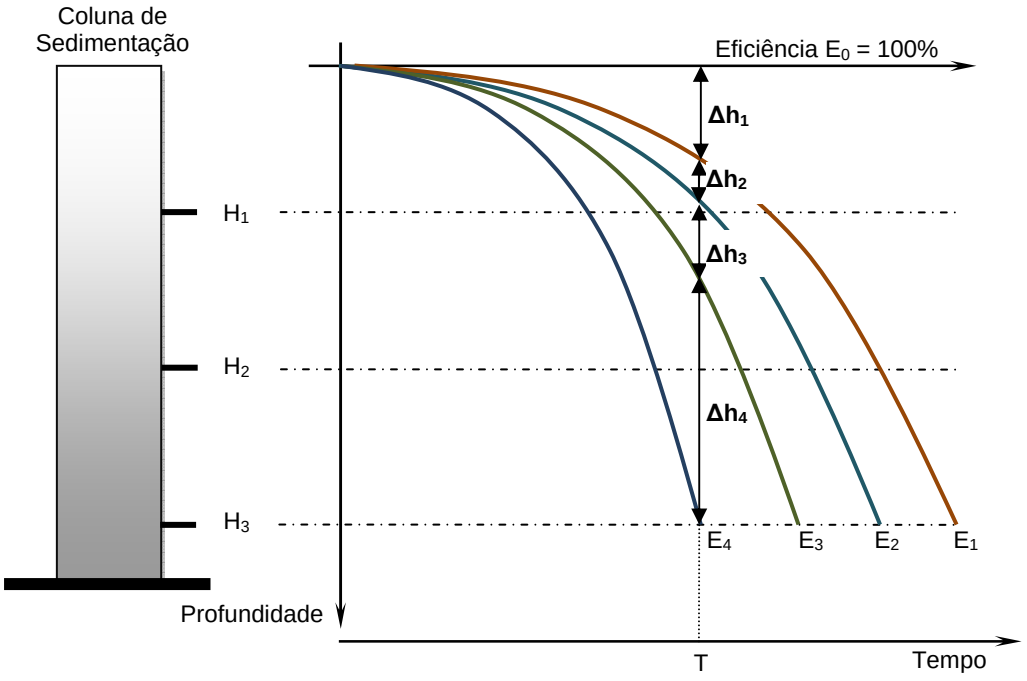


Figura AII.1: Coluna de sedimentação e curvas esquemáticas de isoeficiências

A metodologia descrita a seguir, utilizada para realização em coluna de sedimentação e interpretação dos seus resultados, se baseia em METCALF & EDDY (1991) e JORDÃO & PESSÔA (2005).

1. Deve-se encher a coluna de sedimentação com uma mistura homogênea da água que se pretende decantar. Retiram-se amostras simultâneas nos pontos de amostragem em intervalos de tempos pré-estabelecidos, de forma a obterem-se

diferentes velocidades de sedimentação. Faz-se então a determinação da concentração de SS ou de turbidez em cada amostra e, comparadas ao dado da mistura inicial, calcula-se o percentual de remoção para cada velocidade de sedimentação, dada pela razão entre Hn e Tn.

2. Com os resultados anteriores devidamente tabelados, gera-se então um gráfico relacionando profundidade (eixo y), tempo (eixo x) e percentagem de remoção. Com essa marcação e aplicando-se a interpolação torna-se possível gerar curvas de isoeficiências (Figura AII.1), resultantes da união dos pontos de mesmo percentual de remoção.

3. Com auxílio deste gráfico é possível determinar diretamente a eficiência de remoção de sólidos, dada a altura de sedimentação desejada (H) e o tempo de detenção do decantador (T). A razão entre esse dois dados (H e T) define a velocidade de sedimentação mínima das partículas necessária para se alcançar a remoção requerida.

4. A determinação da eficiência efetiva do decantador deve considerar ainda a remoção das partículas que possuem menor velocidade de sedimentação mas que, por terem entrado na coluna num ponto intermediário, têm tempo de contato suficiente para ficarem retidas na unidade (Caso 4 da Tabela AII.1). Nesse caso, exemplifica-se que a eficiência efetiva de remoção estimada para um decantador com altura de sedimentação H_3 e tempo de detenção equivalente a T (conforme referências da Figura AII.1) será dada por:

$$E_{efetiva} = \left[\frac{\Delta h_1}{H_3}.\frac{(E_0 + E_1)}{2}\right] + \left[\frac{\Delta h_2}{H_3}.\frac{(E_1 + E_2)}{2}\right] + \left[\frac{\Delta h_3}{H_3}.\frac{(E_2 + E_3)}{2}\right] + \left[\frac{\Delta h_4}{H_3}.\frac{(E_3 + E_4)}{2}\right]$$

onde,

$E_{efetiva}$ - eficiência efetiva de remoção de sólidos para um tempo de detenção igual a T, dada em [%];

H_n – altura de sedimentação de referência, dada em [m];

T – tempo de detenção de referência, dado em [min];

E_n e E_{n+1} – eficiências definidas pela interseção entre as curvas de isoeficiência e a ordenada dada pelo tempo de sedimentação T, dadas em [%];

Δh – diferença de altura entre os pontos definidos pelas curvas de eficiência E_n e E_{n+1} e a ordenada de T, dada em [m]

5. Determinados os valores de velocidade de sedimentação e eficiência de remoção efetiva de sólidos, torna-se possível plotar curvas relacionando eficiência de remoção de sólidos (%) com taxa de aplicação superficial (m^3/m^2.dia) ou ainda com tempo de detenção (minutos).

Destaca-se aqui a recomendação feita por METCALF & EDDY (1991) de se aplicar coeficientes para correção dos dados obtidos nos testes de coluna, de forma a aproximar esses resultados aos esperados na operação em campo. Os coeficientes sugeridos são: 0,65 a 0,85 para TAS ou velocidade de sedimentação; 1,25 a 1,50 para tempo de detenção do decantador.