



USO DE POLÍMERO NATURAL DO QUIABO COMO AUXILIAR DE FLOCULAÇÃO E FILTRAÇÃO EM TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO

Autor: *Guilherme Julio de Abreu Lima*
Orientador: *Prof. DSc. Gandhi Giordano*
Co-orientador: *Prof PhD. Olavo Barbosa Filho*

Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia
Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente

Rio de Janeiro
2007

**USO DE POLÍMERO NATURAL DO QUIABO COMO AUXILIAR
DE FLOCULAÇÃO E FILTRAÇÃO EM TRATAMENTO DE ÁGUA
E ESGOTO**

Guilherme Julio de Abreu Lima

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
Graduação da Faculdade de Engenharia da
Universidade do Estado do Rio de Janeiro
como parte dos requisitos para obtenção do
título de Mestre em Engenharia Ambiental

Aprovada por:

Prof. DSc. Gandhi Giordano

Prof.: PhD Olavo Barbosa Filho

Prof. DSc. Odir Clécio da Cruz Roque
PEAMB/UERJ

Prof^a.DSc: Juacyara Carbonelli Campos
UFRJ

Universidade do Estado do Rio de Janeiro
2007

ABREU LIMA, GUILHERME JULIO DE
Uso de Polímero Natural do Quiabo como
Auxiliar de Flocculação e Filtração em Tratamento
de Água e Esgoto. [Rio de Janeiro]. 2007.
113 p. 29,7 cm (FEN/UERJ, Mestrado, Programa
de Pós-graduação em Engenharia Ambiental –
Área de Concentração: Saneamento Ambiental-
Controle da poluição Urbana e Industrial, 2007.)
Dissertação – Universidade do Estado do Rio de
Janeiro – UERJ

1. Tratamento da Água
2. Tratamento de Esgoto
3. Polímeros Naturais Usados no Tratamento de
Água
4. Quiabo

I. FEN/UERJ II. Título (série)

RESUMO

O tratamento de água, com redução de perdas e o reúso de efluentes, torna possível a ampliação da oferta de água para consumo humano, sendo que o uso de polímeros permite ampliar a carreira de filtração, com produção de água com maior qualidade e quantidade, atendendo ao padrão de potabilidade do Ministério da Saúde.

O uso de polímero natural, derivado de alimento da população dos cinco continentes, em tratamento de água e de efluentes, contrapõe-se aos produtos com possibilidade de conferir toxidez à água, os polímeros sintéticos, pois os monômeros, usados na manufatura de muitos polímeros, são tóxicos e necessitam de especial controle no processo para limitar a quantidade de monômeros não reativos no polímero. Por exemplo, a acrilamida (monômero residual da fabricação da poliacrilamida) tem toxidez e caráter carcinogênico comprovado, ao passo que o quiabo é benéfico, agrega maior segurança na produção de água de qualidade e renda para o produtor rural.

O quiabo, usado com auxiliar de floculação e filtração, foi testado na forma de mucilagem extraída a frio e de solução do pó, obtido após secagem. Os testes com o quiabo em conjunto com o coagulante foram realizados em laboratório, com águas de qualidade e locais distintos, com dosagem tanto na floculação, quanto na filtração, ou seja, em mecanismos de coagulação como a de varredura e a de adsorção e neutralização. Mostraram melhoria da qualidade da água sedimentada ou filtrada, em comparação à dosagem somente do coagulante, inclusive com redução de consumo.

O quiabo (*abelmoschus esculentus*), maduro, rejeitado pelo consumidor deste fruto, é estável, sendo produto apropriado para uso em tratamento de água e de efluentes, pois é polímero aniônico. Portanto, em tratamento com coagulação química deverá ser usado após a aplicação do coagulante metálico ou orgânico, para tornar o floco mais denso, maior e mais resistente às forças que provocam ruptura.

Palavras-chave: Polímero Natural do Quiabo, Auxiliar de Floculação, Auxiliar de Filtração, Tratamento de Água e de Esgoto.

Abstract of Final Work presented to PEAMB/UERJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Environmental Engineering.

The water treatment, with decrease of water loss and wastewater reuse, enlarge water supply to human's use and with polyelectrolyte it's possible increase the filter running, the flow and the quality of the water, in accord of the drinking standard of the Health Department. The use of natural polymer, achieve of world's population food, in water and wastewater treatment is a good idea, because have synthetic polymer that is toxic in the water, due have monomer not reactive in the process, and is necessary a great control, decrease this possibility. For example the acrylamide (waste monomer of manufacture the polyacrilamide) have toxicity and carcinogenetic, but okra is friendly, safe and increase the revenue to rural producer, when used in water treatment. In the test with okra as flocculation and filtration auxiliary, we used with mucilage cold extract and with the solution of the powder after dried. The test with okra join the coagulant was done in local laboratory and use diverse water quality, with dosage to flocculation and filtration or in the sweep and neutralization and adsorption mechanism accord diagram of coagulation and increase the quality of sedimentation or filtration water after comparison with coagulation only the coagulant, with reduction of the consumption.

The okra (*abelmoschus esculentus*), seasoned, refuse of the fruit's consumer, is stable and good to use in water and wastewater treatment, because is anionic polymer, then when used in flocculation and filtration water, before okra's dosage it's indispensable application of metallic or organic coagulant and when used okra join with this product, the floc change for more strength and compact.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Ciclo Hidrológico.....	11
Figura 2.2(a) Molécula da água.....	12
Figura 2.2(b) Ligação de hidrogênio.....	12
Figura 2.3. Tamanho das partículas presentes na água e região de remoção por coagulação.....	20
Figura 3.1. Colóide com as camadas Aderidas ou de Stern e Difusa ou de Gouy.....	34
Figura 3.2. (a). Barreira de energia como resultante das forças.....	37
Figura 3.2. (b). Redução da barreira de energia devido à ação de eletrólitos.....	37
Figura 3.3.. Coagulação de partículas coloidais por neutralização de cargas.....	40
Figura 3.4.. Coagulação por agregação dos colóides no precipitado formado.....	41
Figura 3.5. Concentrações de Fe e Al solúveis em equilíbrio com hidróxido amorfo.....	43
Figura 3.6. Mobilidade eletroforética (EM) e turbidez residual para coagulação de suspensão de caulinita com dosagem variável de sulfato de alumínio em pH 7.....	44
Figura 3.7. Coagulação por ligação entre partículas através de polímeros.....	46
Figura 3.8. Visão conceitual das reações na coagulação.....	48
Figura 3.9. Diagrama de Coagulação.....	50
Figura 3.10. Distribuição dos íons de alumínio e ferro em função do pH.....	53
Figura 3.11. Potencial Zeta e Absorvância de UV 254 em pH: 5.....	55
Figura 3.12. Potencial Zeta e Absorvância de UV 254 em pH: 7.....	56
Figura 3.13. Produto de Hidrólise do Alumínio.....	57
Figura 3.14. Solubilidade do alumínio em função do pH.....	58
Figura 4.1. Extrator Soxhlet.....	80
Figura 4.2. Vagem seca do quiabo.....	81
Figura 4.3. Quiabo triturado.....	82
Figura 4.4. Quiabo em pó.....	86
Figura 4.5. Teste com Sulfato de Alumínio e Quifloc.....	88
Figura 4.6. Teste com Cloreto Férrico e Quifloc.....	91
Figura 4.7. Teste com Sulfato de Alumínio e Quifloc.....	93
Figura 5.1. Teste com o quiabo imaturo, com velocidade de sedimentação entre 1,75 e 3,5 cm/min.....	95
Figura 5.2. Teste com o quiabo imaturo com velocidade de sedimentação entre 0,7 e 3,5 cm/min, como auxiliar de floculação.....	95

Figura 5.3. Teste do quiabo maduro como auxiliar de floculação	96
Figura 5.4. Teste do quiabo maduro como auxiliar de floculação	98
Figura 5.5. Teste do quiabo maduro como auxiliar de filtração.....	99
Figura 5.6. Teste do quiabo maduro como auxiliar de floculação	100
Figura 5.7. Teste do quiabo maduro como auxiliar de filtração.....	101
Figura 5.8. Teste do quiabo maduro como floculante	103
Figura 5.9. Teste de coagulação e filtração direta	104
Figura 5.10. Teste de coagulação e filtração direta	105
Figura 5.11. Teste do Polímero natural do quiabo maduro como auxiliar de filtração	105
Figura 5.12. Teste do quiabo maduro como auxiliar de filtração.....	106
Figura 5.13. Teste do quiabo maduro como auxiliar de filtração.....	106
Figura 5.14. Teste do quiabo maduro como auxiliar de filtração.....	107

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Principais propriedades da Água	13
Tabela 2.2. Comparação de tamanho de impurezas na água	15
Tabela 2.3. Classificação dos sistemas coloidais	18
Tabela 2.4. Velocidade e tempo de sedimentação das impurezas na água.....	19
Tabela 3.1. Poderes relativos de coagulação de alguns eletrólitos	38
Tabela 3.2. Guia para aplicação de coagulante	62
Tabela 3.3. Relação dos Polímeros Naturais	69
Tabela 3.4. Características Físicas e Químicas de Vários Cultivares do Quiabo.....	72
Tabela 4.1. Equipamentos Usados nos Ensaios.....	84
Tabela 4.2 . Características Químicas do $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$	85
Tabela 4.3. Características Físicas do $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$	86
Tabela 4.4. Características Químicas	88

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AWWA.....	American Water Works Association
CEPIS	Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del ambiente
CON.....	Compostos Orgânicos Naturais
COD.....	Chemical Oxygen Demand
COT	Carbon Organic Total
DBO.....	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBP	Disinfection by-products
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE.....	Estação de Tratamento de Esgoto
MWH.....	Montgomery Watson Harza
NOM.....	Natural Organic Material
PACl	Cloreto de Polialumínio
Quifiltro	Polímero do Quiabo usado como auxiliar de filtração
Quifloc	Polímero do Quiabo usado como auxiliar de floculação
SANECAP	Companhia de Saneamento da Capital (Cuiabá)
SUVA	Specific Ultra Violet Absorbance
THM	Trihalometanos
UERJ.....	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UFMT	Universidade Federal de Mato Grosso
USEPA	United State Environmental Agency
USArmy.....	United State Army Corps of Engineers
USP.....	Universidade de São Paulo
UV ₂₅₄	Absorbância de 254 nm do Ultra Violeta
WQ&T	Water Quality and Treatment

LISTA DE SÍMBOLOS

C	°Grau Celsius
F_D	Força de atração de van der Walls
F_R	Força de repulsão elétrica na dupla camada
F_T	Força total entre partículas coloidais hidrofílicas
G	Gradiente de velocidade (s-1)
m μ	milimicron ou 10^{-9} m
μ m	mícron ou 10^{-6} m
pH	Potencial hidrogeniônico
uH	Unidade Hazen de Cor
uT	Unidade de Turbidez
v_s	Velocidade de sedimentação (cm/min)

AGRADECIMENTOS

A meus pais:
Guilherme, in memoriam; e Helena, por tudo, e principalmente, por valorizarem o saber.

A minha família:
Anne, minha esposa, e meus filhos Daniel, Guilherme, Helena, Manuel, Maria e Mônica
pelo incentivo, apoio e companhia sempre presentes.

A Deus Pai:
pela Presença e Companhia em todos os momentos.

A Jesus, Maria e José:
como ensinaram os maristas.

A Prof. Dr^a Eliana Rondon Lima:
pelo incentivo, apoio e amizade.

Ao Prof. Msc Rubem Mauro P. Moura:
pela amizade e apoio de sempre

Ao Professor Dr. Gandhi Giordano:
pela instrução, orientação, incentivo e apoio, contribuindo até com materiais e
equipamentos.

A Universidade Federal de Mato Grosso
A Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Aos amigos professores do DESA/UFMT:
pelo incentivo e auxílio na bibliografia.

Aos amigos da Sanemat/Sanecap Maria de Fátima, José Francisco e Daniella:
pela ajuda no desenvolvimento e realização dos testes.

A Águas de Itapema em especial ao Eng^o Luiz Carlos e ao técnico Gilson:
pelo auxílio e apoio no desenvolvimento e realização dos testes.

A TECMA e aos técnicos do laboratório:
pelo auxílio e apoio no desenvolvimento e realização dos testes

Aos professores da UERJ:
em destaque Olavo Barbosa Filho e Júlio D. Nunes Fortes e Elisabeth Ritter.

Aos inúmeros colegas, amigos e professores
que motivaram, estimularam e orientaram os estudos que materializaram este trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	ix
LISTA DE SÍMBOLOS	x
1. INTRODUÇÃO	001
2. CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA	006
2.1. Eventos Históricos.....	006
2.2. Aspectos da Água Pura.....	009
2.3. Aspectos da Água Impura.....	014
2.3.1. Natureza das Impurezas na Água.	014
2.3.2. Propriedades das Águas Impuras.....	014
2.3.3. Sólidos em Suspensão	016
2.3.4. Sólidos Dissolvidos	016
2.3.5. Partículas Coloidais ou Colóides.....	017
2.3.6. Tipos de Colóides	020
2.3.7. Propriedades dos Colóides	023
2.3.7.1. Propriedades de Superfície	023
2.3.7.2. Propriedades Eletrocinéticas.....	024
2.3.8. Carga dos Colóides.....	026
2.3.9. Compostos e substâncias na solução	027
3. COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO	028
3.1. Histórico	028
3.2. Definições.....	030
3.2.1. Coagulação	030
3.2.2. Floculação.....	030
3.3. Coagulação	032
3.3.1. Estabilidade e Instabilidade dos Colóides	033
3.3.2. Dupla Camada Elétrica.....	033
3.3.3. Balanço de Forças Opostas ou Teoria DLVO	034
3.3.4. Mecanismos da Coagulação	035
3.3.4.1. Compressão da Dupla Camada.....	036
3.3.4.2. Adsorção e Neutralização de Carga.....	038
3.3.4.3. Desestabilização por Varredura ou Agregação dos Colóides no Precipitado	041
3.3.4.4. Coagulação por Adsorção e Formação de Ligação ou Pontes Inter-Partículas	045

3.4. Química da Coagulação.....	049
3.4.1. Química dos Particulados	049
3.4.2. Coagulação da Turbidez	049
3.5. Química da Matéria Orgânica Natural (NOM em inglês e COM em português).....	051
3.5.1. Coagulação para Redução da Cor.....	052
3.6. Química dos Coagulantes	057
3.6.1. Sulfato de Alumínio	058
3.6.2. Coagulantes Pré-hidrolisados	059
3.6.3. Fatores que Afetam a Coagulação	060
3.6.4. Polímeros Sintéticos Usados em Tratamento de Água.....	063
3.6.5. Auxiliares de Coagulação	064
3.6.6. Auxiliares de Flocculação	064
3.6.7. Polímeros na Flocculação e na Filtração	065
3.6.8. Polímeros Naturais Usados no Tratamento de Água.....	066
3.6.9. Quiabo	070
3.6.10. Filtração Direta	074
3.7. Flocculação.....	075
3.7.1. Flocculação Biológica	076
3.7.1.1. Flocculação em Lodos Ativados	076
3.7.1.2. Granulação em Reator UASB.....	078
4. MATERIAIS E MÉTODOS	079
4.1. Materiais	079
4.1.1. Coagulantes	079
4.1.2. Polímero Natural do Quiabo como Auxiliar de Flocculação e Filtração	079
4.1.2.1. Extração da Mucilagem do Quiabo	079
4.2. Métodos	083
4.2.1. Aplicação do Polímero Natural do Quiabo em Cuiabá, MT	085
4.2.1.1. Rio Coxipó.....	085
4.2.1.2. Rio Cuiabá	086
4.2.2. Aplicação do Polímero Natural do Quiabo em Itapema, SC.....	087
4.2.3. Aplicação do Polímero Natural do Quiabo (Quifloc) em Esgoto do Tanque de Aeração da ETE do RIO ZÔO – TECMA, RJ	089
4.2.4. Otimização da Flocculação/Sedimentação	090
4.2.5. Jar Test.....	090
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	094
5.1. Cuiabá, MT.	094
5.1.1. Teste com Polímero Natural do Quiabo Imaturo.....	094

5.1.2. Teste com Polímero Natural do Quiabo Maduro (Quifloc).....	096
5.2. Itapema, SC	097
5.2.1. Sistema Areal	097
5.2.2. Sistema Sertãozinho.....	099
5.2.3. Sistema Morretes.....	101
5.3. Teste com Polímero Natural do Quiabo Maduro (Quifloc) em Efluente do Rio Zôo	102
5.3.1. Aplicação do Polímero Natural do Quiabo (Quifloc) como Auxiliar de Flocculação ..	102
5.3.2. Aplicação do Polímero Natural do Quiabo como Auxiliar de Filtração (Quifiltro) na Filtração Direta	103
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	109
6.1. Conclusões.....	109
6.2. Recomendações	110
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111
ANEXO 1. Metodologia de <i>Jar Test</i>	
ANEXO 2. Ensaio Realizado com Águas em Cuiabá e Itapema	
ANEXO 3. Ensaio Realizado na TECMA com Efluente do Rio Zôo	
ANEXO 4. Histórico de Tratamento de Água	

1. INTRODUÇÃO

Não é confortável para a poesia ser comportada. É muito melhor que seja incorfomada.
Os absurdos, os despropósitos são bens da poesia. O bom senso é sempre uma censura à poesia.
O bom senso pertence às ciências, às gramáticas, às matemáticas.
Poesia é uma expressão fontana: como o amor, a água, o sol.
Fazer que o poema defenda teses é uma aberração
Manoel de Barros.

As modificações ambientais decorrentes da concentração, no território, da expansão industrial e dos diferentes usos do solo da bacia hidrográfica, tão desorganizados, são fontes da má qualidade da água disponível, sendo, sobretudo nas grandes cidades, determinantes no quadro de escassez e comprometimento dos mananciais, causando inúmeros outros problemas, dos quais os mais visíveis são as enchentes e as doenças infecciosas. Ironicamente, em 11/03/1906, noticiava-se enchente em São Paulo, com transbordamento do rio Tietê e, em 11/03/2006, esta cidade estava às voltas com igual problema de alagamento, com perdas e transmissão de doenças.

De acordo com Ujvari (2004):

Com o florescer da agricultura, há 10 mil anos, o homem se assentou nas margens férteis dos rios e lagos e suas bactérias não eram mais deixadas para trás, como rezava o hábito nômade que precedeu a agricultura. Agora eram eliminadas nesses assentamentos, que se tornariam as primeiras grandes civilizações humanas. Os cursos d'água recebiam as fezes humanas e passavam a transmitir as recém-nascidas epidemias de diarreia.

Para Montgomery (1985), “um dos fatores principais que governaram o desenvolvimento de assentamentos humanos foi a preocupação com a segurança e a manutenção de adequado suprimento de água”.

Segundo Camdessus, Badré, Chéret e Ténrière-Buchot (2005) “O tempo do mundo acabado começa. Durante séculos a água não foi uma preocupação; quando faltava migrava-se em direção a outro poço, a outra fonte. Infelizmente, não hoje horizontes a estender, as regras mudaram. A população do mundo foi multiplicada por seis em dois séculos, uma população cujas exigências e aspirações cresceram em proporções mais importantes ainda. Evoquemos somente a higiene, o lazer ou as práticas de irrigação que se difundiram para enfrentar esse aumento de bocas para alimentar”. De acordo com Cutler e Miller (2004):

Dados de mortalidade em sete estados americanos em 1890, apresentavam índice na área urbana 30% superior a da área rural, com óbito acentuado para as crianças, sendo 140% maior na área urbana, estes índices eram consequência das más condições de vida no espaço urbano.

No início de 1893, após estudarem numerosas comunidades urbanas, os pesquisadores de saúde pública, Mills e Reincke, na América do Norte e na Alemanha, respectivamente, descobriram que, quando a fonte de abastecimento de água contaminada era trocada ou a água era purificada, a saúde da comunidade aumentava de maneira significativa, muito acima da expectativa decorrente da redução devido à eliminação de doenças transmissíveis pela água, sobretudo da febre tifóide. Esta descoberta foi denominada de fenômeno Mills-Reincke e em 1903, Allen Hazen provou que, com a mudança na qualidade da água de abastecimento, em consequência do tratamento adequado, para cada uma morte por febre tifóide que se evitava, três outras vidas eram salvas da morte por outras causas que aparentemente não tinham conexão com a qualidade da água do manancial. Esta mudança na taxa de mortalidade é conhecida como teorema de Hazen, e evidencia que a desinfecção apropriada da água de consumo humano excede o controle de doenças de origem hídrica.

Dos vários elementos essenciais à vida, e em consequência da concentração econômica e populacional em determinadas regiões e da desigual distribuição espacial dos aquíferos, a água está escassa ou contaminada, mesmo no Brasil, que tem mais do que 11% da reserva hídrica do planeta. No país urbano que emergiu no censo de 1970, com mais de 50% da população vivendo nas cidades, a água segue sendo fonte de conflito. Mais de 76% dos brasileiros estão concentrados no espaço urbano, principalmente nas grandes e médias cidades. Em São Paulo e no Rio, a taxa é superior a 90% - e em moradias precárias (52 milhões no Brasil em 2005).

Neste início de século repetem-se erros passados, acentuados após o encerramento das atividades do Banco Nacional da Habitação. Sendo que as frases de Lévi Strauss “nos trópicos as cidades tem início e decadência, sem a etapa do florescimento” e de Lewis Mumford, citado pelo geógrafo Milton Santos, “cidade, metrópole, necrópole”, mostram que na realidade há muito mais tempo as cidades, principalmente as metrópoles, crescem, com pouca proteção aos cidadãos e ao ambiente, portanto, “incham”. De acordo com Mark Twain, “ Whisky é para beber e água para guerrear”

A ausência de políticas públicas em habitação e saneamento foi evidenciada em reunião no Congresso Nacional em 8/04/2006, em que se destacaram a redução dos índices de cobertura e a necessidade de o país investir oito bilhões de reais anuais, até 2026, para universalização do saneamento básico nos atuais 5564 municípios brasileiros. De acordo com estudo de Muñoz *et alli* (2002), era necessária a aplicação da moringa oleífera *Lam*, coagulante natural, em substituição ao sulfato de alumínio em Cuba, já que este país importava 80% do alumínio necessário para fabricar tal coagulante e, devido à falta de divisas, somente as grandes cidades

desta ilha faziam a coagulação com o sulfato de alumínio. O embargo econômico e mercantil imposto ao Iraque, após 1990, eliminou o acesso ao cloro e, em consequência, o índice de mortalidade infantil, que era o menor do Oriente Médio, passou a ser o mais elevado.

Pesquisa da Associação Brasileira de Infra-Estrutura e Indústria de Base (Abdib), com base em dados do Sistema Único de Saúde (SUS), coligidos entre 1998 e 2005, (Revista Veja), mostra o impacto da ausência de saneamento, nos índices da saúde infantil, no Brasil. Diariamente, são internadas mil e cem crianças, o que representa 20% das internações hospitalares, e que correspondem a 9% dos óbitos. Em decorrência do menor percentual aplicado em saneamento (entre 1997 e 1998 foi de 0,34% do PIB, e entre 2004 e 2005 foi de 0,20%), os índices de morbidade e mortalidade têm redução em marcha lenta.

De acordo com Camdessus, Badré, Chéret e Ténière-Buchot (2005) “Poluições de toda sorte, aumento de catástrofes naturais, desmatamentos descontrolados tornando-se por vezes em pilhagens das mais belas jóias do patrimônio natural mundial são sinais da desgraça que avança. O recurso em água sofre duplamente. De outro lado, a acessibilidade à água diminui. Rios e lagos estão prestes a desaparecer. Os reservatórios estão descontrolados. O escoamento se acelera. A água corre, é uma evidencia. Mas cada vez mais rápido. O impasse é também sanitário. Cada dia são mais de 10 000 pessoas que morrem de doenças ligadas à água, metade delas são crianças. São três World Trade Centers que cotidianamente desaparecem no silêncio e no esquecimento. É impossível falar seriamente em desenvolvimento humano e na redução da pobreza se não se mede o tamanho da onda”.

Dados da ONU e UNICEF, tendo por base a informação dos países membros, indicam que cerca de 90% da população mundial têm água com desinfecção adequada, mas ainda assim, segundo estimativa da ONU (2003), no ano de 2002, morreram 1 767 326 pessoas no mundo, em decorrência da diarreia. Cerca de US\$ 890 000 000,00 poupariam estas mortes. Análise feita por Cutler e Miller (2004), ao correlacionar a redução da mortalidade decorrente de doenças transmitidas pela água em consequência de ações de saneamento, apresentou surpreendente relação custo/benefício, mostrando que, a cada quinhentos dólares investidos em água limpa, evita-se a morte de uma pessoa.

A ONU estabeleceu, pela segunda vez, a década da água (2005 a 2015). A primeira foi entre 1980 e 1990, quando levou água tratada para um bilhão de pessoas e serviços de saneamento para cerca de setecentos e setenta milhões. No entanto, o crescimento da população e a urbanização acelerada erodiram estas conquistas e, em consequência, para as metas de

desenvolvimento do milênio, inclui-se a execução de sistemas de esgoto sanitário e de água tratada.

De acordo com Letterman em *Water Quality & Treatment* (1999), “a saúde e a estética são as principais motivações do tratamento de água”. Para Hudson (1981), “um dos axiomas do controle da qualidade da água é que, ao ampliar a clareza da água, com a melhoria do tratamento, há uma redução paralela da cor, do sabor e do odor, além da diminuição de bactérias, vírus e frequentemente de ferro, manganês e do nível de alumínio residual”. A filtração rápida, adotada em função do porte da unidade de tratamento de água, da qualidade da água bruta, do teor da cor e da turbidez, para ser eficiente e otimizar a desinfecção, deve ser precedida pela coagulação química, pela floculação e sedimentação (G.W. Fuller provou em 1897). Segundo Letterman:

Além da remoção de patogênicos, que é uma importante razão para a coagulação química, um novíssimo objetivo apresenta-se: a remoção da matéria orgânica natural, para reduzir a formação de subprodutos da desinfecção; notadamente, da cloração das águas, o desenvolvimento de novos produtos químicos, o avanço no processo de remoção dos flocos, o dimensionamento dos filtros, a definição de padrões e metas de desempenho de remoção das partículas coloidais e dos microrganismos têm estimulado as mudanças no processo de coagulação e espera-se mais para o futuro.

Os polímeros usados como coagulantes ou como auxiliares de coagulação, floculação e filtração estão em destaque entre estes produtos químicos e pretende-se, com o estudo de polímero natural do quiabo usado como auxiliar de floculação e filtração em tratamento de águas de abastecimento público e em águas residuárias, a melhoria da qualidade das águas tratadas. Ampliando-se a eficiência da sedimentação, da flotação e da filtração, devido ao uso de polímero natural que torna os flocos mais resistentes às forças de cisalhamento, e com maior velocidade de sedimentação ou de flotação e maior aderência no meio filtrante, com possibilidade de melhoria da qualidade da água, principalmente em unidades de tratamento que operam sobrecarregadas. Sabe-se que, com o crescimento da demanda nos sistemas de abastecimento de água, é praxe a operação das estações de tratamento com vazão superior à capacidade nominal.

Em 1993, Abreu Lima, Souza e Santos, em trabalho apresentado no 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, mostraram a melhoria da floculação com o uso dos polímeros naturais, obtidos da vagem do quiabo, da semente da mutamba e da polpa do cacau. Os estudos foram realizados em laboratório e em escala real, com água bruta oriunda do rio Cuiabá, com teste em estação de tratamento de água e Abreu Lima, G.J. e Souza, J.F, em 2005 definiram a aplicação do quiabo maduro em pó em águas de diversas cidades de Mato Grosso, com as qualidades distintas, para comparação da dosagem do coagulante, com o uso conjunto do

sulfato de alumínio e do quiabo maduro. De acordo com comunicação pessoal de Souza (2005), todos os resultados evidenciaram a maior remoção da turbidez e cor nas águas do rio Vermelho em Rondonópolis(MT) e do rio dos Bugres em Barra do Bugres (MT), quando foi usado o polímero natural do quiabo maduro, inclusive com redução significativa da dosagem do sulfato de alumínio, usado como coagulante.

Os objetivos deste trabalho são:

GERAL

Testes gerais de aplicação do polímero do quiabo (*Abelmoschus esculentus*) no tratamento de água de abastecimento público e em águas residuárias.

ESPECÍFICO

Estudar a aplicação do polímero obtido da trituração ou da extração do quiabo (*Abelmoschus esculentus*) como auxiliar de floculação em processos de tratamento de água e águas residuárias

Estudar a aplicação do polímero obtido da trituração ou da extração do quiabo (*Abelmoschus esculentus*) como auxiliar de filtração em processos de tratamento de água e águas residuárias

Verificar o melhor desempenho e viabilidade econômica do polímero natural do quiabo (*Abelmoschus esculentus*) como auxiliar de floculação e filtração em tratamento de água e de água residuária, a partir do fruto do quiabo fresco ou maduro

Avaliar o melhor método de extração do polímero obtido a partir do quiabo (*Abelmoschus esculentus*) para fins de utilização em processos de tratamento de água e águas residuárias.

Estudar a aplicação do polímero obtido do quiabo maduro, por trituração, nos processos de tratamento terciários de esgotos do tipo físico-químico com coagulação, floculação e filtração.

HIPÓTESES

Otimização do uso deste polímero;

Aplicação em águas de consumo humano e residuárias.

2. CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA

A 15 metros do arco-íris o sol é cheiroso.
Caracóis não aplicam saliva em vidros; mas, nos brejos,
se embutem até o latejo.
Nas brisas vem sempre um silêncio de garças.
Mais alto que o escuro é o rumor dos peixes.
Uma árvore bem gorjeada, com poucos segundos, passa a
fazer parte dos pássaros que a gorjeiam.
Quando a rã de cor palha está para ter - ela espicha os
olhinhos para Deus.
De cada 20 calangos, enlanguescidos por estrelas, 15 perdem
o rumo das grotas.
Todas estas informações têm uma soberba desimportância
científica, como andar de costas.

Manoel de Barros

2.1. Eventos Históricos

Do Éden nascia um rio que irrigava o jardim e que de lá se dividia em quatro braços. O primeiro se chamava Fison; ele banhava todo o país de Hévila, onde se encontrava o ouro, um ouro muito puro. Lá também se encontra o bdélio e a pedra de ônix. O nome do segundo rio é Geon, o rio que banha todo o país de Cuch. O nome do terceiro rio é Tigre. Corre ao oriente da Assíria. E o quarto rio é o Eufrates. O Senhor Deus tomou o homem e o colocou no jardim do Éden para o cultivar e guardar.

Livro do Gênesis da Bíblia Sagrada.

Data de aproximadamente 3.100 a.C. o surgimento da civilização suméria, na região banhada pelos dois últimos braços do rio que, na descrição da criação do mundo, irrigava o jardim do Éden, formando os rios Tigre e Eufrates, no atual Iraque. Esses rios, através do regime de cheias e vazantes, fertilizava as terras adjacentes com matéria orgânica. Nesta região, os sumérios, após um grande esforço, conseguiram que a agricultura fornecesse frutos abundantes. A fartura agrícola, possível em regiões com condições apropriadas, de terras fertilizadas pela dinâmica de cheia e vazante dos rios, propiciou o desenvolvimento de outras atividades, tais como arquitetura, metalurgia etc. Desenvolveu-se tecnologia, tanto na exploração da terra, quanto no armazenamento de alimentos. As civilizações suméria, egípcia, e outras, desenvolveram-se também nas ciências e nas artes, mas seu início foi na agricultura.

Cronologia de Tratamento de Água de acordo com MWH (2005)

- **4000 a.C.** Escritos sânscritos e gregos recomendavam métodos de tratamento. O *Sanghita Ousruta* sânscrito ressaltava que “a água impura deve ser purificada através de aquecimento sobre o fogo, ou por exposição ao sol, ou por mergulhar o ferro aquecido ou ainda pode ser purificada por filtração através de areia e seixo rolado e então resfriada”;

- **1500 a.C.** Civilização minoana em Creta. Desenvolveu tecnologia de tratamento de água avançada, comparável somente à da Europa e da América do Norte na segunda metade do século XIX. Foi exportada para a região do mediterrâneo;
- **1500 a.C.** Os egípcios reportaram o uso de sulfato de alumínio para sedimentar a matéria em suspensão da água. Pinturas de dispositivo de clarificação estão na tumba do faraó Amenophis II, em Tebas, e na tumba de Ramsés II;
- **500 a.C.** Hipócrates, o pai da medicina, recomendava que a água de chuva deveria ser aquecida e coada e inventou dispositivo para este processo;
- **300 a.C.** Sistemas públicos de abastecimento de água foram construídos no final do terceiro século a.C. em Roma, Grécia, Cartago e Egito;
- **312 a.C a 225 d.C.** Engenheiros romanos construíram os aquedutos para transporte e abastecimento de água (490 000 m³/d);
- **1676.** Anton van Leeuwenhoek observou microrganismos sob o microscópio;
- **1703.** La Hire apresentou à Academia de Ciências da França proposta de que houvesse filtro de areia e cisterna para água de chuva para todos os domicílios;
- **1746.** Foi concedida ao cientista francês Joseph Amy a primeira patente para filtro de areia. Por volta de 1750, podia-se encontrar nas casas filtro com leito de esponjas, carvão e lã;
- **1804.** A primeira estação coletiva de tratamento de água foi instalada em Paisley, na Escócia. A água tratada era transportada por carroça com cavalos;
- **1807.** Glasgow, na Escócia, passou a ter água tratada, transportada através de tubos;
- **1829.** Foram instalados filtros lentos em Londres;
- **1835.** O Dr. Robley Dunlinsen, no livro Saúde Pública, recomendava a adição de pequena quantidade de cloro para potabilização de água contaminada;
- **1846.** Ignaz Semmelweiss (Viena), recomendava o uso do cloro para desinfetar as mãos dos médicos entre visitas dos pacientes. Resultado desta ação, a mortalidade caiu de 18 para 1%;
- **1854.** John Snow mostrou que a terrível epidemia de cólera asiática tinha como origem o poço da Rua Broad, contaminado por vítima da cólera que retornara recentemente da Índia. Dr. Snow não tinha conhecimento das bactérias, mas suspeitava de que o agente etiológico se reproduzisse na água, o canal para novas vítimas;
- **1854.** Dr. Falipo Pacini, na Itália, identificou o organismo causador da cólera asiática, mas sua descoberta não teve divulgação;

- **1856.** Thomas Hawksley, engenheiro civil, advogou incisivamente a pressurização da rede de distribuição como estratégia para prevenir contaminação externa;
- **1864.** Louis Pasteur articulou a teoria dos germes como causadores de doenças;
- **1874.** Foi instalado o filtro lento de Poughkeepsie e Hudson, em Nova York;
- **1880.** Karl Ebert isolou o organismo (*Salmonella typhosa*) como causador da febre tifóide;
- **1881.** Robert Koch demonstrou em laboratório que o cloro poderia inativar bactérias;
- **1883.** Carl Zeiss iniciou a comercialização do primeiro microscópio para pesquisas;
- **1884.** Professor Escherich isolou microrganismo de paciente no estágio inicial do cólera e depois encontrou microrganismo similar no trato intestinal das pessoas saudáveis, o qual foi denominado *Escherichia coli*;
- **1884.** Robert Koch provou que o cólera asiática era proveniente de uma bactéria, a *vibrio cholerae*, que, por ter forma de vírgula, foi denominada de bacilo comma;
- **1892.** Hamburgo foi atingida por epidemia de cólera. Altona, a cidade vizinha, foi protegida devido ao filtro lento que tratava suas águas. O rio Elba era o manancial de ambas as cidades. Desde então é conhecido o valor da filtração granular;
- **1892.** O Departamento de Saúde Pública de Nova York iniciou o uso da técnica de tubos múltiplos, desenvolvida por Theobald Smith para detenção do *E. coli*, quando demonstrou a conexão entre o esgoto no rio Mowak e a epidemia de febre tifóide;
- **1893.** Com o propósito da redução da taxa de mortalidade da população de Lawrence, foi construído o primeiro filtro de areia da América do Norte. Efetivamente reduziu a taxa;
- **1897.** G.W.Fuller estudou a filtração rápida e verificou que a remoção das bactérias era mais eficiente quando precedida por coagulação e sedimentação;
- **1902.** O primeiro sistema de abastecimento de água com cloração foi implantado em Middelkerke, Bélgica, no denominado processo *Ferrochlor*, em que o cloreto férrico é misturado com o hipoclorito de cálcio, produzindo coagulação e desinfecção;
- **1903.** O ferro e a cal são aplicados no tratamento de água dura em St Louis;
- **1906.** Nice, na França, foi a primeira cidade a usar o ozônio para desinfecção da água.;
- **1908.** George Johnson, membro da empresa de consultoria de G.W. Fuller, auxiliou na instalação do sistema de cloração de Jersey City;
- **1911.** Johnson publicou o artigo “Tratamento de Água de Sistema Público com Hipoclorito”, no qual demonstrou que somente a filtração não era suficiente para a redução de bactérias e que a cloração reduzia muito o risco de contaminação bacteriana.

- **1914.** O serviço de saúde pública americano adotou a técnica de Smith, para identificação dos coliformes como padrão de qualidade bacteriológica das águas de consumo humano;
- **1941.** Na América do Norte, 85% dos sistemas de abastecimento público tinham as águas cloradas;
- **1942.** Foi adotado pela primeira vez um padrão de qualidade da água na América do Norte;
- **1974.** Estudos na Alemanha e na América do Norte demonstraram que a cloração da água formava trihalometanos;
- **1974.** Foi promulgado o Ato da Água de Beber Segura.(SDWA em inglês)

2.2. Aspectos da Água Pura

A água tem a qualidade definida de acordo com as normas que estabelecem o padrão de potabilidade e de lançamento, embasados em critérios de qualidade de acordo com os usos, que devem ser atendidos para a proteção da saúde ou do ambiente, e transformados em lei de acordo com a Portaria do Ministério da Saúde número 518 de 25 de março de 2004 e da Resolução 357 do CONAMA de 17 de março de 2005. Porém, as águas, quando “puras” devem ter uma quantidade mínima de íons, que pode resultar em paladar desagradável, com qualidade inadequada para o consumo humano, ao passo que esta pode ser a qualidade necessária para a indústria farmacêutica ou de semicondutores.

A água “pura”, apesar de ser “persistentemente perseguida há milênios”, de acordo com Baker (1981), para Di Bernardo (1993), é “conceito limite, cuja existência é considerada hipotética, pois a obtenção de água com elevado grau de pureza exige sofisticados equipamentos e técnicas de laboratório, sendo que, na própria destilação ou no armazenamento poderá ser contaminada”. De acordo com Degrémont (1973),

A água, sem dúvida, é um veículo que não se apresenta no estado puro, senão carregada de substâncias minerais e orgânicas, às vezes úteis e nutritivas (tanto no interior quanto no exterior dos seres vivos) e com frequência prejudiciais, quando este solvente recebe os resíduos procedentes de atividades humanas e está distribuído de forma desigual, no interior dos seres vivos. Ossos e os tecidos adiposos possuem de 22 a 34%; vísceras têm de 70 a 80% e tecidos nervosos têm a maior quantidade, variando de 82 a 94%. Nossos alimentos têm a seguinte proporção de água: verduras e frutas, de 78 a 97%; pescados têm cerca de 80% e as carnes, cerca de 72%.

A água é o nutriente mais importante da nossa dieta, sendo que, para repor as perdas através da pele, da urina e do trato respiratório, o ser humano necessita diariamente de cerca de 2 litros de litros de água, mas nem todas as águas são adequadas, pois que 99,7 % dos suprimentos

de água, inclusos os oceanos, calota polar e vapor d'água na atmosfera, não podem ser usados pelos seres humanos. São elevados os custos envolvidos em sua potabilização.

A água doce é encontrada somente nos aquíferos subterrâneos, em rios e lagos; contudo, destas fontes, nem todas as águas, principalmente as superficiais, são adequadas para o consumo humano, em quantidade, qualidade e custos. O contínuo adensamento no território, os lançamentos de esgoto sanitário e de águas residuais da indústria e da agricultura, sem tratamento, tem reduzido a segurança do consumidor, que, de forma crescente, em todas as classes sociais e países, tem optado por águas engarrafadas, de qualidade discutível.

De acordo com Tucci (2006) “na medida em que o desenvolvimento urbano aumenta, envolve duas atividades conflitantes: crescimento da demanda de água com qualidade e a degradação dos mananciais por contaminação de resíduos urbanos e industriais” No Império Romano, os aquedutos foram construídos para trazer água de qualidade de locais distantes, pois que a água do rio Tibre estava contaminada, continuam a ser repetidos os erros passados, pois que, a cidade de São Paulo importa água de outros municípios já que tem os mananciais mais próximos impróprios para produção de água segura para o consumo humano.

A água evapora dos oceanos e da superfície terrestre e transpira dos vegetais diretamente para a atmosfera. O vapor d'água condensa com núcleo de partículas no ar resfriado e, eventualmente, retorna para a superfície da terra em forma de chuva, neve, granizo ou outra precipitação, dissolvendo gases, como o dióxido de carbono, o oxigênio e as emissões naturais, industriais e agrícolas, os óxidos nítricos e sulfúricos, bem como o monóxido de carbono, de forma que a chuva, que usualmente, tem pH entre 5 e 6, devido ao contato com os gases dissolvidos, tem seu pH reduzido para valor próximo de 4, produzindo o que atualmente se denomina de “chuva ácida”.

A água pura, ou seja, constituída por dois átomos de hidrogênio e um de oxigênio, não existe na natureza, sendo contaminada desde as distintas etapas do ciclo hidrológico, pois que, no trânsito entre a atmosfera e a litosfera, são agregados íons, átomos, moléculas e microrganismos, alterando sua qualidade de água pura, conforme o Ciclo Hidrológico da **Figura 2.1**, a seguir, com: ilustração de John M. Evans, para o *U.S. Geological Survey*, do Departamento do Interior do Governo Americano, traduzida por Maria H. Alves, do Instituto da Água, de Portugal.



Figura 2.1. Ciclo Hidrológico

Na atmosfera, o vapor da água em forma de nuvens pode ser transformado em chuva, neve ou granizo, dependendo das condições do clima. Essa transformação provoca o que se chama de precipitação. A precipitação ocorre sobre a superfície do planeta, tanto nos continentes como nos oceanos. Nos continentes, uma parte das precipitações é devolvida para a atmosfera, graças à evaporação, outra parte acaba desaguando nos oceanos depois de percorrer os caminhos recortados pelos rios. Os oceanos, portanto, recebem água de duas fontes: das precipitações e do desaguamento dos rios, e perdem pela evaporação. Na atmosfera, o excesso de vapor sobre os oceanos é transportado para os continentes, em sentido inverso ao desaguamento. Os oceanos evaporam mais água que a que recebem pela precipitação.

A água é um recurso renovável, porém, atualmente, considerado finito, já que a poluição e o uso dos recursos hídricos têm aumentado tanto, com a excessiva exploração das águas subterrâneas, com recarga do aquífero através da infiltração em proporção ínfima, que não permite a reposição na velocidade necessária ao consumo.

Propriedades Físicas

Pelo fato de o hidrogênio possuir três isótopos (hidrogênio, deutério e trítio), e o oxigênio três, são estáveis (16; 17 e 18), há dezoito combinações isotópicas para a água. A forma isotópica H_2O (com massa atômica do oxigênio igual a 16) em geral compõe cerca de 99,76% da mistura. Caso a ligação O-H fosse exclusivamente covalente, o ângulo H-O-H seria de 90° . No entanto, devido ao caráter fortemente eletronegativo do oxigênio, o ângulo é de aproximadamente 105° , conforme **Figura 2.2 (a)** a seguir:

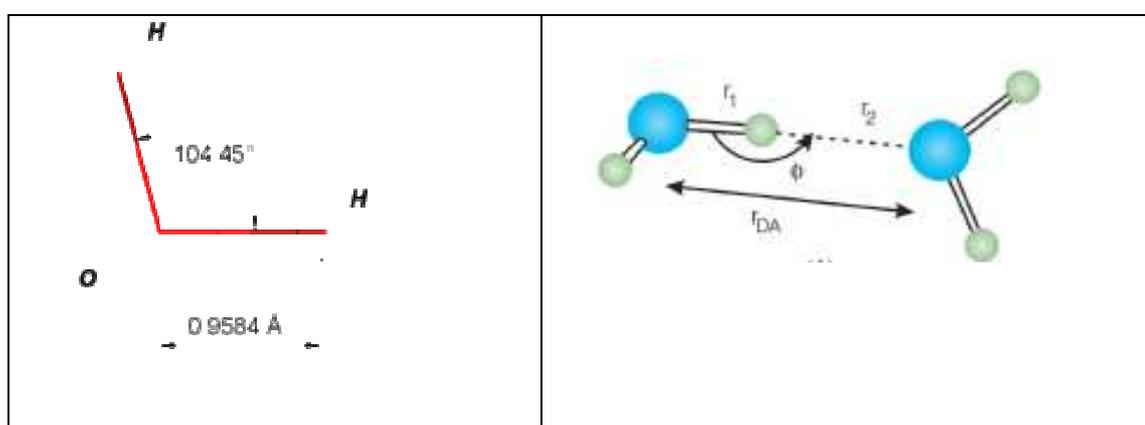


Figura 2.2 (a)
(Rocha 2003)

2. 2(b)

No estado líquido, a molécula da água apresenta atração intermolecular entre o átomo de hidrogênio (em uma ligação polar) e um par de elétrons não compartilhados do oxigênio de outra molécula de água, conforme a **Figura 2.2(b)**. Portanto, na ligação O-H, o átomo de hidrogênio, por estar ligado a um átomo muito eletronegativo, fica com uma carga parcial mais positiva, pois os elétrons compartilhados estão mais próximos do oxigênio e o átomo de oxigênio doador fica com carga parcial eletronegativa. Uma vez que o hidrogênio é o menor átomo da tabela periódica, é possível que as duas moléculas da água entrem em contato muito próximo. A combinação de alta polaridade da ligação O-H e o contato muito próximo resultam em uma interação particularmente forte. Na verdade, a interação é tão forte, que apresenta diferença das interações dipolo-dipolo convencionais, recebendo o nome especial de ligação de hidrogênio, sendo esta a força atrativa responsável pelas principais propriedades da água, quais sejam: massa específica, tensão superficial e viscosidade.

De acordo com Brow *et alli* (2005), existem três forças atrativas entre as moléculas neutras: força dipolo-dipolo, de dispersão de London (ocorre entre todas as moléculas polares ou

apolares) e ligação de hidrogênio, sendo estas três denotadas por força atrativa de van der Waals, sendo ainda importante a força atrativa íon-dipolo. As forças de van der Waals são decorrentes da polarização induzida por moléculas e átomos, sendo fracas, pois sua energia de ligação é semelhante à da ligação polar. Estas quatro forças são eletrostáticas por natureza, envolvendo atração entre espécies positivas e negativas. Para Foust (1998), “as interações entre as superfícies coloidais com as moléculas da água, os cátions e ânions ocorrem através das seguintes ligações”:

- Ligação iônica com energia de ligação entre 150 e 200 kcal/mol;
- Ligação covalente com energia de ligação entre 50 e 100 kcal/mol;
- Ligação de hidrogênio com energia de ligação entre 5 e 10 kcal/mol;
- Ligação polar com energia de ligação menor que 5 kcal/mol.

A água tem um número de propriedades únicas, essenciais à vida, que determinam seu comportamento químico no ambiente. Muitas destas propriedades são decorrentes da polaridade, da estrutura da molécula da água e da ligação de hidrogênio, estando estas características sumarizadas na **Tabela 2.1**, apresentada a seguir:

Tabela 2.1 Principais Propriedades da Água.

Propriedades	Efeito e Significado
Excelente solvente	Transporte de nutrientes e resíduos, tornando possíveis processos biológicos em meio aquoso
Elevada constante dielétrica	Alta solubilidade de substâncias iônicas e ionização em solução
Elevada tensão superficial	Fator de controle em fisiologia e fenômenos superficiais
Transparência	Ausência de turbidez torna possível a fotossíntese em águas profundas
Densidade máxima a 4° C	Gelo flutua e permite vida aquática na massa de água no inverno
Elevado calor de vaporização	Determina a transferência de calor de moléculas de água entre a atmosfera e corpos d'água
Elevado calor latente de fusão	Temperatura estabilizada no ponto de congelamento da água
Elevada capacidade de aquecimento	Estabilização de temperatura de organismos e regiões geográficas

(Manaham, 2001).

De acordo com Manaham (2001), “há forte conexão entre a hidrosfera, onde a água é encontrada, e a litosfera, ou terra, sendo que ambas são afetadas pela atividade humana”.

“Por exemplo, distúrbios na terra, por transformação de florestas em pastos ou área agrícola, ou a intensificação da produção agrícola, podem diminuir a cobertura vegetal, reduzindo a transpiração e afetando o microclima. Como resultado, tem-se o aumento do escoamento superficial, da erosão e da acumulação de silte nos corpos d’água”.

2.3. Aspectos da Água Impura

No livro do Êxodo, 15: 22-27, a Bíblia Sagrada diz que:

As águas de Mara tornaram-se doces, pois eram amargas” e ainda, no livro dos Reis II 2: 18-22, “voltaram para Eliseu, que estava em Jericó e disseram-lhe : a habitação desta cidade é muito boa, mas as águas são péssimas e o solo é estéril como tu mesmo vês. ‘Eliseu respondeu: trazei-me um vaso novo e deita-lhe sal e fez também com a fonte das águas, tendo dito: eu serei estas águas, as quais não mais causarão mortes e esterilidade’ e tornaram-se sadias aquelas águas até os dias de hoje.

2.3.1. Natureza das Impurezas na Água

As águas superficiais são sistemas dispersivos, que contêm partículas de impurezas, de variada característica e com diferentes graus de dispersão. Estas águas são poluídas por impurezas que podem ser de natureza mineral, orgânica ou biológica. Tais impurezas, em seu estado natural, estão como sólidos, líquidos ou gases, e estão dispersas progressivamente em três estados: suspensão, coloidal e dissolvido. A subdivisão dos estados é importante, pois determina os métodos requeridos para remoção das impurezas. Determina-se grosseiramente a concentração total de impurezas pelo método de sólidos totais. Sua concentração é tão reduzida que não afeta as constantes e as propriedades físicas.

2.3.2. Propriedades das Águas Impuras

Entre as impurezas encontradas na água incluem-se: gases atmosféricos, minerais, materiais orgânicos (alguns de ocorrência natural e outros devidos à atividade humana), além de alguns materiais agregados no transporte e no armazenamento da água, podendo ser contaminantes, dispersos na água como sólidos, líquidos e gases em três estados, com separação por tamanho. A remoção destas impurezas é através da melhor tecnologia de tratamento da água disponível. O tipo, características e quantidade de impurezas minerais, matéria orgânica dissolvida e material biológico e sua concentração, são parâmetros importantes, apresentados na **Tabela 2.2**, a seguir, que direcionam a escolha do processo de tratamento de água mais adequado. Variações sazonais na qualidade são mais aparentes na água superficial, sendo que,

durante a estação das chuvas, folhas, detritos de plantas e matéria orgânica da superfície são levadas do solo para os cursos d'água, alterando a quantidade de impurezas e, conseqüentemente, a qualidade da água dos mananciais de superfície.

Tabela 2.2. Comparação de tamanho de impurezas na água

Material	Tamanho das partículas (μm)
Vírus	0,005 – 0,001
Bactérias	0,3 - 3
Pequenos colóides	0,001 – 0,1
Grandes colóides	0,1 - 1
Partículas do solo	1 - 100
Areia	500
Flocos da coagulação química	100 - 2000

(Freitas Bessa, 1997)

As impurezas encontradas na água incluem-se na seguinte categoria:

- Partículas em suspensão ou sólidos não filtráveis
- Partículas coloidais.
- Sólidos dissolvidos inorgânicos, compostos orgânicos dissolvidos ou gases dissolvidos, considerados sólidos filtráveis.

De acordo com Freitas Bessa (1997), a água possui várias impurezas, classificadas por seu tamanho e comportamento físico-químico. Quando em solução na água, apresentam-se nas seguintes formas:

- Particulado ou suspensão: areia, argila, silte, restos de planta, animais, bactérias e algas;
- Materiais coloidais: argila, sílica (SiO_2), proteínas, compostos orgânicos e vírus (com dimensão entre 3 μm e 0,3 μm);
- Materiais dissolvidos: cátions (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+}), ânions (Cl^- , SO_3^- , CO_2 , HCO_3^- e SO_4^-), e gases (O_2 , N_2 , etc).

2.3.3. Sólidos em Suspensão

Partículas em suspensão, usualmente com tamanho médio superior a um micron (μm), são visíveis a olho nu ou em microscópio comum e podem ser removidas por sedimentação, flotação ou filtração simples, conforme o tipo do soluto, a densidade e a dimensão das partículas. De acordo com o *Standard Methods*, 21ª Edição (2005), os sólidos suspensos totais são determinados pelo ensaio do resíduo sólido não filtrável. Separa-se este material da água através do filtro com dimensão de 1,2 μm .

De acordo com Giordano (2004):

Os sólidos em suspensão são subdivididos em sólidos coloidais e sedimentáveis/ flutuantes. Os sólidos coloidais são aqueles mantidos em suspensão devido ao pequeno diâmetro e pela ação da camada de solvatação que impede o crescimento dessas partículas. É importante ressaltar que partículas com diâmetro entre 0,001 e 1,2 μm são coloidais, mas pela metodologia analítica padronizada são quantificadas como sólidos dissolvidos. Sólidos sedimentáveis e flutuantes são aqueles que se separam da fase líquida por diferença de densidade.

2.3.4. Sólidos Dissolvidos

São os átomos e as moléculas dissolvidas em solventes compatíveis, ou seja, polar-polar ou apolar-apolar, ou ainda, de acordo com Brown *et alli* (2005):

As soluções se formam quando as forças atrativas entre as partículas do soluto e as do solvente possuem módulos comparáveis em magnitude com as que existem entre as partículas do soluto ou entre as partículas do solvente. Exemplo é a dissolução do cloreto de sódio na água, que ocorre devido à atração das moléculas da água superar a atração mútua entre os íons de Na^+ e Cl^- no cristal, com separação entre as moléculas da água para formar espaço que serão ocupados pelos íons de Na e Cl.

Os sólidos podem ser moleculares, formados por átomos e moléculas com as seguintes forças entre partículas: dispersão de London, dipolo-dipolo, ligação de hidrogênio; ou sólidos covalentes, formados por átomos ligados em uma rede de ligações covalentes, sendo a força entre partículas, a ligação covalente. Os sólidos iônicos são formados por íons positivos e negativos e têm força entre partículas através das ligações eletrostáticas. Há ainda os sólidos metálicos, formados por átomos e com força entre estes por ligações metálicas. Desses tipos de sólidos, frequentemente tem-se solução de sólidos moleculares, iônicos e alguns metálicos, dependendo do número de oxidação do íon metálico. Dentre as impurezas dissolvidas na água, incluem-se:

- Dióxido de carbono, que se dissolve na água produzindo o fraco ácido carbônico;
- Sais de sódio de lixiviação do solo ou de efluentes;
- Silicatos originários das margens dos rios;
- Compostos de ferro e manganês, devidos a minério do solo;
- Cloretos decorrentes de esgoto ou intrusão salina;
- Alumínio devido à mineral ou resíduo de tratamento de água;
- Fosfatos devidos a detergentes;
- Nitratos devido a fertilizantes;
- Dureza devido aos compostos de cálcio e magnésio do solo alcalino.

Para Camp (1973):

As moléculas apolares e dos compostos orgânicos solúveis na água são mantidas juntas em estado sólido pelas forças de van der Waals, mas, quando em solução, são facilmente separadas, sendo que algumas moléculas orgânicas são tão grandes que exibem características de colóides, ao passo que outras são muito pequenas e os compostos minerais e os polares solúveis, quando no estado sólido, estão juntos devido às forças iônicas, mas, quando em solução, separam-se para quebrar as ligações iônicas.

2.3.5. Partículas Coloidais ou Colóides

Em experiências realizadas em 1861, o químico escocês Thomas Graham observou que certas partículas, como as da gelatina e amidos, possuíam grande mobilidade na água e podiam ser separadas por diálise, ou seja, ficavam retidas em membranas semipermeáveis, enquanto outras, como as partículas de sal ou açúcar, não. Denominou de colóides as que não se difundiam através da membrana (pergaminho e celofane), e de cristalóides, as que passavam. Depois, observou que algumas substâncias, a princípio coloidais, possuíam comportamento de cristalóide na água, enquanto as partículas de ouro, grafite, enxofre e cristalóides, comportavam-se na água como dispersão coloidal. Deste fato, resulta a conclusão bastante importante de que existem sistemas coloidais, e não simplesmente substâncias coloidais.

Na solução, as partículas do soluto e do solvente são moléculas ou íons, com uma ou mais moléculas, amarradas a cada partícula do soluto. Nos colóides, as partículas são moléculas ou agregados de moléculas, com dimensões grandes em comparação às soluções, mas pequenas em relação às suspensões. Estas partículas coloidais têm várias formas, com tamanho aproximado entre 1 milimicon ($m\mu$) - 1 micron (μm). Consistem em vastas moléculas, como as de amido, ou de agregados de muitas moléculas. As partículas coloidais são maiores que as moléculas, mas são muito pequenas para serem observadas ao microscópio comum. Sua forma e tamanho podem ser

determinados por microscopia eletrônica. Nas soluções verdadeiras, as partículas das substâncias dissolvidas são de tamanho molecular, tão pequeno quanto os colóides; mas nas suspensões, são muito maiores que os colóides.

De acordo com Manaham (2001), ao se comparar as partículas dispersas na solução, nos colóides e nas suspensões, considera-se o tamanho relativo das partículas de soluto como 1. A dimensão da partícula coloidal está compreendida entre 10 e 100, enquanto o tamanho das partículas em suspensão é superior a 100. Provavelmente seja melhor definir o colóide como um sistema em que a área superficial é muito grande, com fenômenos superficiais predominantes, ao invés de classificá-lo em termos de tamanho da partícula coloidal, afinal os colóides representam um estado particular da matéria que, na água a ser potabilizada e no esgoto sanitário, normalmente está na forma de sol e emulsões. Apresenta-se, na **Tabela 2.3**, a seguir, a classificação dos principais sistemas coloidais:

Tabela 2.3 Classificação dos sistemas coloidais

Fase Dispersa	Meio de Dispersão	Nome	Exemplos
Líquido	Gás	Aerossol Líquido	Névoas, sprays líquidos
Sólido	Gás	Aerossol Sólido	Fumaça, poeira
Gás	Líquido	Espuma	Espumas em sabões e extintores de incêndio
Líquido	Líquido	Emulsão	Leite, maionese, óleo
Sólido	Líquido	Sol, suspensão coloidal pasta	Ouro coloidal (sol de Au), sol de AgI; pasta de dente
Gás	Sólido	Espuma Sólida	Poliestireno expandido
Líquido	Sólido	Emulsão Sólida	Opala, pérola
Sólido	Sólido	Suspensão Sólida	Plásticos pigmentados

(Galembeck, 2002)

Apesar de não existir separação precisa de tamanho entre as partículas de solução, colóides e suspensão, as partículas coloidais têm dimensão entre 10^{-9} e 10^{-7} m, ou seja, entre 1 mμ e 1 μm, sendo que muitos autores relacionados a seguir por Galembeck (2002), apontam faixas distintas de tamanho, quais sejam:

- Shaw, (1975) – um milimícron(1 mμ) a um micron (1 μm);

- Hiemenez, (1977) - 1 m μ - 1 μ m;
- Hunter, (1993) – menores que 1 μ m;
- Galembeck, (2002) - ter ao menos uma dimensão inferior 1 μ m;
- Kruyt, (1952) - 1 m μ - 1 μ m;
- Faust, (1998) – 5 m μ – 10 μ m;
- Montgomery (1985) - 5 m μ - 1 μ m;
- Camp (1973) - 1 m μ - 1 μ m.

Em geral, os colóides não têm limite fixo de tamanho e são, portanto, estudados sob o enfoque físico-químico através de suas propriedades, pois uma partícula coloidal pode tardar até 755 dias para sedimentar, sendo necessário mudar esta condição através do aumento da velocidade de sedimentação, conforme apresentado na **Tabela 2.4**, a seguir:

Tabela 2.4 Velocidade e Tempo de Sedimentação de Impurezas.

Tamanho da partícula (μ m)	Tipo	Vel. Sedimentação (mm/s)	Tempo
100	Areia fina	7,9	38 seg.
10	silte	$1,5 \times 10^{-1}$	1,85 horas
1	bactéria	$1,5 \times 10^{-3}$	7,7 dias
0,1	colóide	$1,5 \times 10^{-5}$	2,1 anos
0,01	colóide	$1,5 \times 10^{-6}$	21 anos

(Di Bernardo 1993)

A **Tabela 2.4**, apresentada por Di Bernardo (1993), mostra que a partícula coloidal com dimensão de 0,1 μ m, ou seja, 100 nm, para sedimentar cerca de 1m de profundidade, leva pouco mais de dois anos; e como os decantadores das estações de tratamento de água e esgoto são projetados para tempo máximo de cinco horas e profundidade de três metros, verifica-se que é impossível a remoção das partículas coloidais por simples sedimentação com as tecnologias atuais. Deve-se acrescentar que o autor adotou para o cálculo massa específica de 2650 kg/m³, enquanto colóides e silte tem massa específica próxima à da água. Portanto, na realidade o tempo será maior ainda, sendo necessária a aglomeração para aumentar o tamanho, e, principalmente, a velocidade de sedimentação para remoção em decantadores.

Porém, para a remoção das suspensões, de silte e areia, com tamanho superior a 10 μ m tem-se como tratamento a simples sedimentação, ao passo que a remoção das substâncias

dissolvidas é feita com oxidação e precipitação ou ainda, adsorção ou troca iônica, dependendo da característica dos íons ou moléculas existentes na água e que se pretende remover

A aglomeração das partículas coloidais é obtida através da coagulação química, com escolha adequada do coagulante, em concordância com a água, as condições ambientais e dos sólidos que se pretende remover. De acordo com Geng (2005), o sucesso do tratamento de águas superficiais, depende fortemente do desempenho do coagulante, pois o sulfato de alumínio tem baixa eficiência em águas frias, portanto será necessário o uso de outro coagulante metálico (sal de ferro ou de alumínio pré-hidrolisado) para a remoção eficiente, principalmente das partículas coloidais. A **Figura 2.3**, a seguir, foi inicialmente apresentada por WQ&T edição da década de 70, porém foi adaptada por Pavanelli (2001) com a fixação da faixa de dimensão de partículas em que é feita a coagulação química, sendo que, a ação dos coagulantes, além de possibilitar a remoção de colóides, pode promover a redução parcial de microrganismos.

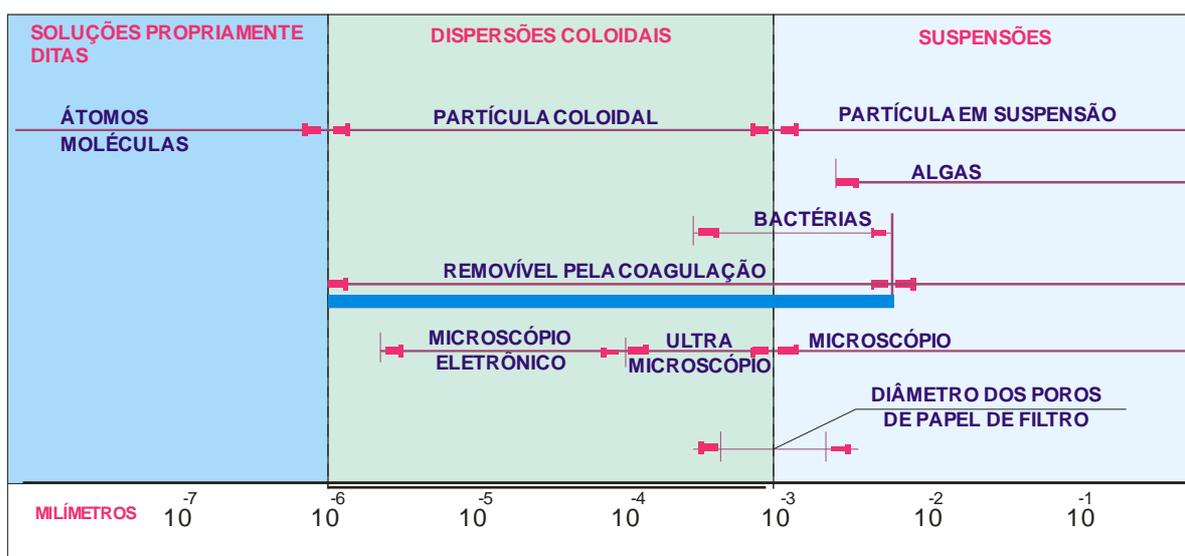


Figura 2.3. Tamanho das partículas presentes na água e região de remoção por coagulação. (Pavanelli 2001)

2.3.6. Tipos de Colóides

- Quanto à afinidade pelo meio dispersante:

De acordo com a afinidade, ou não, com a água, as impurezas em forma coloidal são classificadas respectivamente como hidrofílicas (substâncias orgânicas e húmicas de vários tipos e natureza) e hidrofóbicas (argilominerais). O colóide hidrofílico, devido à afinidade pela água, é envolvido por camada de hidratação (solvatação), formando rede de proteção que dificulta a agregação, ao passo que os colóides hidrofóbicos são mais fáceis de agregar, sendo a adição de colóides hidrofóbicos (argilas) uma das técnicas para a remoção das substâncias húmicas.

- Quanto à origem inorgânica:

De uma maneira geral, são reconhecidos dois grupos de argilas: argilas silicatadas (esmectitas e caolinitas), características de regiões temperadas e argilas óxido-hidratadas de ferro e de alumínio (gibsititas e goetititas), que são mais proeminentes em solos intemperizados das regiões tropicais e semitropicais. Estas partículas são laminadas, isto é, constituídas de placas ou flocos, possuindo um ordenado arranjo interno, sempre laminar. Algumas destas partículas têm formato de mica e são hexagonais; outras são irregulares, em forma de placas ou flocos, enquanto ainda outras aparentam ripas em forma de lâminas ou de bastões; sendo outras, esferoidais.

A extensão horizontal das partículas isoladas ultrapassa em muito as suas dimensões verticais. Essa é a forma que possibilita maior área de adsorção por unidade de volume. As minúsculas partículas coloidais das argilas silicatadas, denominadas micelas (micro células), possuem, em geral, carga negativa. Por conseguinte, centenas de milhares de íons com carga positiva são atraídos para cada cristal do colóide (H^+ , Al^{3+} , Ca^{2+} e Mg^{2+}), o que ocasiona dupla camada iônica. As mais importantes argilas silicatadas são conhecidas como filossilicatos (do grego *phullon*, folha), admitindo-se uma estrutura em forma de folha ou de plaqueta. São classificadas em três diferentes grupos:

- Minerais do tipo 1:1: uma lâmina tetraédrica (Si) para uma outra octaédrica (Al);
- Minerais do tipo 2:1: constituídas de duas 2 lâminas tetraédricas e uma octaédrica;
- Minerais do tipo 2:1:1. constituídas de duas 2 lâminas tetraédricas e uma octaédrica e outra tetraédrica

Os termos 1:1 e 2:1 significam as alternâncias de camadas tetraédricas ou octaédricas na origem e formação.

- Quanto à origem orgânica:

De acordo com Di Bernardo (2005), a matéria orgânica existente no solo, nos sedimentos, nas águas e turfas, consiste em uma mistura de vários estágios de decomposição, resultante da degradação de plantas e animais e da atividade dos microrganismos, contendo compostos que podem ser convenientemente agrupados em substâncias não húmicas e húmicas.

As primeiras apresentam características químicas que as definem como: carboidratos, proteínas, aminoácidos, gorduras e ácidos orgânicos de baixa massa molecular, sendo estas substâncias atacadas por microrganismos com vida relativamente curta; ao passo que as substâncias húmicas (ácido húmico, ácido fúlvico e humina), são estáveis e para Di Bernardo (2005), “o horizonte orgânico é formado na superfície do solo por folhas, frutos, troncos e galhos,

que, ao serem decompostos por microrganismos, vermes, insetos e pequenos animais, formam fauna e microflora, com produção de húmus”.

As três substâncias húmicas são semelhantes, diferindo no peso molecular, sendo que o ácido húmico tem o maior peso, e o ácido fúlvico, o menor. A estrutura coloidal do humo pode ser considerada semelhante à da argila: um ânion altamente carregado (micela), circundado por um enxame de cátions adsorvidos. As reações desses cátions são as mesmas, quer sejam adsorvidos por argila, quer por humo.

Algumas diferenças importantes deverão, no entanto, ser apontadas entre as micelas húmicas e as inorgânicas. Em primeiro lugar, o complexo humo-micela é basicamente composto de carbono, hidrogênio e oxigênio, ao invés de alumínio, silício e oxigênio, como é o caso das argilas silicatadas. A micela do humo não é considerada cristalina e o tamanho das partículas específicas, embora extremamente variável, poderá ser tão pequeno quanto o das partículas das argilas silicatadas. Finalmente, o humo não é estável como a argila; é, de certo modo, mais dinâmico, porque é formado e destruído com rapidez muito maior. Sabe-se que não é um composto específico, nem tampouco possui forma estrutural simples.

Admite-se que as formas de cargas negativas são parcialmente dissociadas pelos grupos carboxílicos, enólico e fenólico, associados com unidades centrais de tamanho e complexidade variáveis. A carga negativa dos colóides do humo é dependente do pH, como é o caso de algumas argilas silicatadas e de óxidos hidratados. Sob condições extremamente ácidas, o hidrogênio é fortemente retido, não sendo de fácil substituição por outros cátions. O colóide exibe baixa carga negativa, e assim, será pequena a sua capacidade adsortiva.

Com a elevação do pH, ioniza-se inicialmente o hidrogênio dos grupos carboxílicos, e a seguir, o hidrogênio dos grupos enólico e fenólico, que são substituídos por cálcio, magnésio e outros cátions. Sob condições alcalinas, a capacidade adsortiva do humo excede em muito a da maioria dos colóides de argilas silicatadas. Para O'Melia/Sanks (1982), a cor da água é devida primariamente à matéria orgânica, que, em sua maior parte, é composta por ácidos húmicos e fúlvicos, cuja concentração varia em função do tipo de região e horizonte do solo.

O ácido húmico é o componente da cor, solúvel em base forte, mas é insolúvel no ácido forte, enquanto o ácido fúlvico é solúvel em ambos. Estes ácidos podem ser agregados naturalmente na partícula coloidal com alto peso molecular e são compostos por complexos aromáticos como grupos carboxila, fenólico e quinóide. Os ácidos fúlvicos são similares, em estrutura, aos ácidos húmicos, mas têm baixo peso molecular e segundo Di Bernardo (2005), os pesquisadores Hall e Packham verificaram que os ácidos fúlvicos podem ser mais difíceis de

coagular devido à deficiência de grupos carboxila, que são necessários para complexar os íons do coagulante.

Em decorrência destes grupos carboxila e fenólico, as substâncias húmicas tem capacidade elevada de trocar cátions, podendo concentrar e ligar íons metálicos, que devido à característica orgânica, podem acumular compostos orgânicos hidrofóbicos, inclusive vários pesticidas. A possibilidade de formação de precursores de substâncias cancerígenas decorrente das reações químicas do cloro com os ácidos húmicos e fúlvicos tem sido estudada desde 1974.

2.3.7. Propriedades dos Colóides

2.3.7.1. Propriedades de Superfície

- Área Específica

Apesar de, convencionalmente, apresentar-se a separação dos três estados através do tamanho, no sistema coloidal há pouco de dimensão e muito de área superficial, o que caracteriza este sistema material como de grande superfície. De acordo com Galembeck (2002),

Restringir a definição de colóides ao tamanho da partícula dispersa seria adotar uma visão simplista do sistema. Além disso, essa região não tem limites estreitos, porque a base desta classificação pelo tamanho da partícula admite a simetria esférica, o que nem sempre é o caso. Partículas que têm este tamanho em uma dimensão (forma de disco) ou em duas dimensões (forma de agulha), mas que são muito maiores em outras dimensões, se comportam como colóides quando os limites de tamanho são de pequenas moléculas (e.g. moléculas lineares). No último caso (agulhas), está no limite do tamanho coloidal (p.e. sol de pentóxido de vanádio) e os fatores que caracterizam todos os sistemas coloidais e determinam suas propriedades são: o tamanho e a elevada relação área/volume das partículas.

Conforme se verifica pelo exercício proposto por Vianna (1997): tomando-se o cubo de aresta L , tem-se a área superficial $A = 6L^2$ e o volume sendo igual a $V = L^3$. Portanto, a área específica $AS = A/V = 6L^2 / L^3$, ou $AS = 6/L$. Para o cubo com aresta dez vezes inferior tem-se que: $AS = 60/L$, ou seja, $A = 6 (L/10)^2$ e $V = (L/10)^3$. Portanto, a área superficial $AS = (6L^2 / 100) / (L/1000) = 60/L$, ao fracionar o cubo, com arestas menores são obtidas áreas específicas maiores, de forma que, de acordo com Arboleda (1972), o volume de 1 m^3 de areia com tamanho efetivo dos grãos de $0,50 \text{ mm}$, tem área total dos grãos de 444 m^2 , após exclusão das áreas superpostas destes grãos.

De acordo com Arboleda (1972), devido à pequena dimensão dos colóides, os fenômenos de superfície, se destacam nas propriedades das partículas coloidais, pois a área específica é elevada. Em consequência a esta propriedade de superfície dos colóides, as moléculas de

substâncias húmicas e a maior parte das partículas possuem superfície carregada eletricamente, geralmente negativa, e que dependem dos seguintes fenômenos de superfície:

- Ionização de grupos da superfície: Dissociação de alguns grupos ácidos na superfície do colóide produz partículas carregadas negativamente na superfície; dissociação de alguns grupos básicos na superfície do colóide produz partículas carregadas carregada positivamente na superfície.
- Perda ou troca diferencial de íons no reticulado cristalino: a magnitude da carga superficial depende da concentração dos grupos ácidos e básicos na superfície do colóide e do pH da solução. Por outro lado, as cargas podem ser resultado de imperfeições da argila que está na água, como por exemplo, a estrutura reticular no tetraedro da sílica SiO_4 . O átomo de Si (+4) pode ser trocado pelo de Al (+3) e a estrutura reticular terá carga negativa. De forma semelhante com o cátion bivalente, de Mg (+2) ou de Fe (+2), que pode substituir um átomo de alumínio na estrutura octaédrica, produzindo carga superficial negativa. Os sinais das cargas produzidas pelas trocas isomórficas independem da característica da fase aquosa.
- Adsorção de espécies com carga (íons e surfactantes iônicos): íons e surfactantes podem ser especialmente adsorvidos na superfície da partícula, os surfactantes catiônicos podem deixar a superfície com carga positiva enquanto os surfactantes aniônicos podem deixar a superfície com carga negativa.
- Grupos na superfície do colóide: podem reagir com a água e doar ou receber prótons ou, podem reagir com outros solutos, com aquisição de cargas.

2.3.7.2. Propriedades Eletrocinéticas

- Movimento Browniano:

Devido à sua dimensão reduzida, os colóides estão sujeitos à colisão com os átomos e moléculas da fase dispersante. Devido a este “bombardeamento” feito pelas moléculas da água, as partículas coloidais têm movimento aleatório constante, denominado movimento browniano, pois foi o botânico Robert Brown que, em 1827 ao estudar em microscópio os polens, verificou que estes se movimentavam de forma errática.

Somente após Einstein e von Smoluchowski observarem em 1905, que se, à luz da natureza atômica, a teoria cinética dos fluidos estivesse certa, as moléculas da água poderiam mover-se aleatoriamente, portanto as pequenas partículas poderiam receber um número aleatório de impactos concentrados causando o movimento destas, como descrito por Brown. Svedberg demonstrou que este movimento também ocorria com os colóides. O movimento browniano aplica-se com propriedade à mobilidade das partículas coloidais de menor dimensão, enquanto as de maior tamanho movimentam-se devido às correntes de convecção térmica e às baixas velocidades de sedimentação.

- Difusão

Devido ao movimento browniano, isto é, ao movimento aleatório e constante dos colóides, as partículas coloidais tendem a dispersar-se por toda a massa da água e equalizar a concentração desta solução coloidal, sendo que a velocidade média de difusão é menor que a do movimento browniano.

- Osmose e Pressão Osmótica

A osmose é o fluxo espontâneo produzido quando um solvente (água) atravessa uma membrana que a separa do sistema coloidal (água e colóide). Esta membrana é semipermeável ao solvente, mas não aos colóides, que ficam retidos. Este movimento espontâneo é denominado de fluxo osmótico.

A pressão hidrostática que iguala os dois meios (água e partículas coloidais) se estabelece quando o sistema entra em equilíbrio. O fluxo inverso ao espontâneo é denominado de osmose inversa ou reversa.

- Diálise e Ultrafiltração

A remoção de substâncias dissolvidas capazes de atravessar uma membrana semipermeável, mediante a reposição contínua de líquido puro, é denominada de diálise. Quando acelerada com pressão, tem-se a ultrafiltração.

- Propriedade Ótica: Efeito *Tyndall-Faraday*

O efeito *Tyndall-Faraday* é um fenômeno no qual as partículas em suspensão, em maior quantidade, e as coloidais, em menor, provocam a dispersão da luz, que incide na suspensão coloidal, de forma proporcional ao tamanho das partículas. A determinação da turbidez através de

nefelômetros usa o efeito *Tyndall-Faraday* para sua medição, mas, devido à natureza da medição, a turbidez não se relaciona com a quantidade de partículas que a produzem.

2.3.8. Carga dos Colóides

De acordo com Reynolds (1982), os colóides adsorvem e/ou desenvolvem cargas na superfície. Os sólidos coloidais podem ser classificados de acordo com a afinidade com a água, em hidrofílicos e hidrófobos. Os hidrofílicos têm afinidade pela água devido aos grupos solúveis em sua superfície, e dentre estes, há os grupos amino, carboxila, sulfônico e hidroxila, que por serem solúveis na água, promovem a hidratação, com formação de filme ou camada de hidratação que envolve o colóide hidrofílico, denominada de água de hidratação. Para Azevedo Netto (1987):

É em decorrência do potencial eletrostático que os colóides adquirem, por adsorção, cargas elétricas do meio dispersante, e que, de modo geral, todas as partículas coloidais dispersas na água, cujo pH esteja entre 5 e 10, apresentem carga negativa. Como a água bruta invariavelmente tem pH nesta faixa, os estudos de coagulação e floculação desenvolveram-se baseados em modelos de partículas coloidais com cargas negativas.

De acordo com Faust e Aly (1998), a carga negativa dos colóides é devida à variedade dos grupos funcionais negativos na superfície das partículas coloidais e para estes autores, a estabilidade dos colóides em sistemas aquosos é devida à hidratação e à carga eletrostática na superfície, sendo que ambos os fenômenos dependem primariamente da estrutura química e composição da partícula e da interface sólido-água.

Usualmente, os colóides orgânicos, como proteína e seus produtos de degradação, são hidrofílicos. Os colóides hidrófobos não têm nenhuma ou, quando muito, têm pequena afinidade com a água, portanto, não possuem a camada ou água de hidratação, destacando-se entre os colóides hidrófobos, a argila. As partículas coloidais têm carga eletrostática, geralmente adquirida devido à ionização e adsorção de moléculas e íons que estão dispersos na solução. A carga das partículas coloidais é medida na camada difusa que envolve o colóide, através do potencial elétrico no plano de cisalhamento da dupla camada sendo denominado de potencial zeta (ζ) do colóide, que usualmente em águas e efluentes varia entre -30mV e $+30\text{mV}$, sendo que a desestabilização dos colóides ocorre quando o potencial zeta está próximo a zero, podendo ocorrer coagulação com potencial zeta $< -10\text{mV}$. A magnitude do potencial zeta indica o potencial de estabilidade do sistema coloidal.

Em soluções aquosas, o pH é um dos fatores mais importantes que afeta o potencial zeta. O valor exclusivo do potencial zeta, não indica o comportamento do colóide, pois no caso de

potencial zeta negativo, com a adição de álcali, a partícula coloidal tende a ficar com carga mais negativa e o pH mais elevado, ao passo que a adição de ácido fará o pH mais baixo e o potencial zeta próximo de zero, podendo ocorrer neutralização da carga da partícula coloidal.

2.3.9. Compostos e substâncias na solução

O conhecimento dos componentes da solução pode conduzir a redução do potencial zeta, através da adição de íons apropriados à neutralização. Os colóides hidrofílicos, como o material proteináceo e os micróbios, têm carga devida à ionização de grupos amino ($-\text{NH}_2$) e carboxila ($-\text{COOH}$), que estão na superfície do colóide. Quando o pH da solução está no ponto isoelétrico, ou seja, com resultante de cargas nula (potencial zeta = 0), o grupo amino ($-\text{NH}_3^+$) e o grupo carboxila ($-\text{COO}^-$) estão ionizados, com balanço da carga líquida igual a zero. No pH abaixo do ponto isoelétrico, o grupo carboxila ($-\text{COOH}$) não está ionizado e, conseqüentemente, o saldo das cargas será positivo, com o potencial zeta do colóide positivo, devido ao grupo amino ($-\text{NH}_3^+$). No pH acima do ponto isoelétrico, o grupo amino perde um íon hidrogênio, formando o $-\text{NH}_2$, que é neutro. Portanto, o colóide fica carregado negativamente devido ao grupo carboxila estar ionizado com o ($-\text{COO}^-$), com o potencial zeta <0 .

3. COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO

Me somo
E fico um
Me multiplico
E permaneço um.
Me divido.
E continuo um.
Me diminuo.
E resto um.
Me escrevo
E sou nenhum
Lindolf Bell

3.1. Histórico

De acordo com Arboleda (2003), a teoria da coagulação iniciou-se em 1917, com a contribuição de von Smoluchowski, que estabeleceu o modelo matemático da aglutinação de partículas, usado por Camp e Stein no estudo sobre os gradientes de velocidade na floculação em 1943. Seguiu-se a aparição dos aparelhos para realizar a prova de jarros denominada *jar test*, desenvolvida conjuntamente por Baylis e Langelier entre 1918 e 1920, e que ainda é importante ferramenta para estudo da coagulação e floculação em laboratório. Langelier, em 1921, introduziu, na linguagem técnica da engenharia sanitária, o conceito da necessidade de se acondicionar o floco antes da sedimentação.

Em 1923, Theriault e Clark determinaram o ponto isoelétrico na coagulação, bem como a influência do pH neste processo. A aplicação do coagulante na água, na etapa da mistura rápida em ressalto hidráulico, foi estudada por Levy e Ellms em 1927. Em 1932, Willcomb apresentou conceito sobre os aspectos mecânicos da floculação, que classificava os flocos no sistema, hoje conhecido como índice de Willcomb. Ainda de acordo com Arboleda (2003), a teoria foi coroada com a publicação de textos, como o de Verwey e Overbeek, *Theory of the Stability of the Liophobic Colloids* em 1948, e o de Mysels, *Introduction to Colloidal Sciences*, em 1952, com interpretação racional dos fenômenos de desestabilização e aglutinação de partículas coloidais.

As investigações sobre a coagulação se expandiram a partir de 1960, sendo introduzida a micro eletroforese para determinação do potencial zeta, das partículas coloidais, com adaptação da célula de Mattson, de 1928. Philipovich e Black, em 1958, foram os primeiros a propor este método, que foi aplicado e desenvolvido posteriormente por outros autores, tais como Riddick, em 1961, que produziu equipamento para medição do potencial zeta (célula de Riddick).

Segundo Arboleda (2003), os conceitos emitidos por Stumm e Morgan em 1962; La Mer em 1963, e por Stumm e O'Melia, em 1968, sobre o caráter químico da coagulação, descrito como a interação entre os grupos hidroxílicos presentes na superfície dos colóides e os produtos da

hidrólise dos coagulantes, direcionaram os trabalhos sobre determinação da mobilidade eletroforética das partículas, ainda que esta técnica seja complementar na interpretação do fenômeno da aglutinação das partículas e na automação da dosagem de coagulantes por meio de equipamentos de potencial de corrente.

A cinética das reações de hidrólise do sulfato de alumínio foi estudada por Hahn e Stumm em 1968. Delas se depreendeu a grande importância da mistura rápida, devido à impressionante velocidade com que estas reações se completam. Investigações posteriores devidas a Stenquist e Kaufman em 1972; assim como as de Tekippe e Ham em 1972, analisaram a velocidade de dispersão dos coagulantes na água e sugeriram métodos mais eficientes de mistura, tais como os difusores em tubos, destacando-se a importância dos reatores de fluxo de pistão, ao invés dos tanques com agitadores mecânicos convencionais.

Os trabalhos de Black e Christmas, em 1963; de Singley, em 1965; de Hall e Packhan, em 1965, dentre outros, deram luz ao mecanismo de remoção da cor na água, assim como à questão da natureza da cor, cujo estado intermediário entre partícula coloidal e solução verdadeira, causou polêmica. Os coagulantes poliméricos, apesar de introduzidos na década de cinquenta do século XX, só se popularizaram nos anos sessenta, e desde a década de setenta, são usados de forma rotineira na maioria das estações da América do Norte e do Canadá.

Outra inovação neste período foi a preferência pelo sulfato de alumínio líquido, ao invés do produto granular, por sua melhor facilidade de manuseio, método que tardou a ocorrer na América Latina, onde se utilizava, e ainda se utiliza muito, o material granular, exceto em cidades próximas ao centro de produção deste coagulante. As idéias sobre floculação da água sofreram mudança com os trabalhos de Hudson, em 1966, e Camp, em 1968. Demonstraram que tamanho e densidade do floco dependem do gradiente de velocidade introduzido no fluxo e do período da floculação, o que afeta não só a decantação como também o processo de filtração da água.

Estes trabalhos foram complementados com as investigações sobre o tempo de residência média do fluxo nos floculadores realizados por Hudson, em 1969, que introduziu este conceito na América Latina, e por Reburn e Argaman, em 1963, os quais assentaram as bases dos modelos matemáticos para quantificar o fenômeno. O significado prático desses modelos foi apresentado por Wolf e Reznick, em 1963. Verificou-se a importância das câmaras de floculação compartimentadas, bem como a oportunidade do uso das chicanas para prevenir os curtos circuitos hidráulicos. Em 1972, O'Melia apresentou os mecanismos da coagulação, assim como, a denominação de coagulação por varredura, formando o embasamento para que Amirtharajah e

Mills, em 1982, desenvolvessem o diagrama de coagulação que mostrou a possibilidade de coagulação em regiões distintas para tecnologias de filtração direta e de tratamento completo.

3.2. Definições

3.2.1. Coagulação

- “É o processo para combinar pequenas partículas em grandes agregados” (O’Melia/Sanks,1982);
- “Quando um sol é coloidalmente instável (isto é, a taxa de agregação não é negligenciável), a formação de agregado é chamada de coagulação ou floculação” (IUPAC, 1997);
- “Processo em três etapas separadas e sequenciais: formação do coagulante, desestabilização de partículas e colisão interpartículas, que ocorre durante e imediatamente após a adição do coagulante” (WQ&T, 1999);
- “Reações e mecanismos que resultam na desestabilização, na agregação e contatos físicos de partículas” (WQ&T, 1999);
- “Desestabilização da carga dos colóides e sólidos em suspensão, inclusive de bactérias e vírus” (Kawamura, 2000);
- “Redução do potencial repulsivo da dupla camada que envolve as partículas coloidais” (Faust e Aly, 1998);
- “A adição de eletrólitos neutraliza as cargas superficiais das partículas, e conseqüentemente, removendo as repulsões eletrostáticas que evitam que se agrupem” (Brown, LeMay e Bursten 2005);
- “O condicionamento químico dos colóides é conhecido como coagulação e envolve a adição de produtos químicos que modificam as propriedades dos colóides, ampliando a remoção” (Qasim, Mothley e Zhu, 2000);

3.2.2. Floculação

- “Formação de flocos, sendo obtida pela ação de materiais de alto peso molecular (amido de batata e polieletrólitos em geral) agindo como polímero” (Faust e Aly, 1998);
- “É o processo físico de produzir contato interpartículas” (WQ&T,1999);

- “É a fase de mistura lenta, que segue após a dispersão do coagulante por mistura rápida, com o propósito de acelerar a colisão das partículas causando a aglomeração das partículas coloidais que foram eletrostaticamente desestabilizadas” (Kawamura, 2000);
- “Processo pelo qual massas de sólidos na água e no esgoto são agregados, através da ação química ou biológica, para que possam ser separadas da água ou do esgoto” (EPA, 2005. Termos Ambientais: Glossário);
- “O processo de tratamento de água após a coagulação, que usa agitação lenta para transformar as partículas em suspensão com dimensão microscópicas em grandes massas visíveis de agregados, que são removidas da água por processos de separação”. (CDC, 2002. Glossário);
- “O estágio da floculação no processo de tratamento de água é a agregação ou crescimento das suspensões coloidais desestabilizadas. A floculação segue e em alguns casos pode chegar a desestabilização” (Armirtharajah/Sanks, 1982);
- “O condicionamento físico é conhecido como floculação. Este processo envolve misturar lentamente a suspensão para acelerar o contato interpartículas, que promove a aglomeração dos colóides em grandes flocos, otimizando a sedimentação” (Qasim, Mothley e Zhu, 2000);

De acordo com O’Melia/Sanks (1982), os processos de coagulação, floculação, sedimentação e filtração são combinados em série para remover particulados da água. É muito importante reconhecer que o tratamento convencional faz muito mais, pois a concentração de poluentes (inorgânicos, não vivos e biológicos) é, em muitas circunstâncias, maior no sólido em suspensão do que na água. Conseqüentemente, o tratamento de água para remoção de particulados também acompanha a remoção de muitas substâncias prejudiciais da água. As argilas são a maior porção da “turbidez” na água bruta usada como manancial e, com exceção do amianto, não são responsáveis por efeitos prejudiciais à saúde humana.

Existe, no entanto, muita possibilidade de que exerçam efeito importante na saúde, devido à adsorção, transporte e liberação de vírus, bactérias e substâncias inorgânicas e orgânicas tóxicas, como PCB e DDT. Portanto, a remoção dos particulados está conjugada à remoção destas substâncias de risco à saúde. Para Le Chevalier e Au, (2004), a coagulação química é usada antes da filtração para desestabilizar as partículas, sendo esta etapa o fator mais importante na determinação da eficiência da filtração rápida. Sem próprio pré-tratamento químico, o filtro

trabalha como simples retentor de impurezas com dimensão maior que os poros, não sendo barreira efetiva para microrganismos patogênicos. O polímero sintético e/ou natural pode ser usado como auxiliar de floculação para produzir flocos com maior velocidade de sedimentação, ou ainda produzir maior eficiência na filtração direta com a coagulação química, com uso de coagulante metálico e de auxiliar de filtração, para melhorar a aderência dos micro-flocos nos grãos de areia e a resistência às forças de cisalhamento.

De acordo com Gregory (2001), os sais hidrolisados com base no alumínio e no ferro têm sido rotineiramente usados desde o início do século XX como coagulantes em tratamento de água e atuam de forma vital na remoção de muitas impurezas. Estas incluem partículas inorgânicas, como argilas e microrganismos patogênicos e matéria orgânica dissolvida. Apesar de ser conhecido o modo de ação dos coagulantes metálicos, ainda existem incertezas, principalmente com relação à natureza das espécies ativas, à regra de dissolução dos sais na água e à resistência dos agregados formados, bem como quanto à ruptura destes, assim como sobre o mecanismo de ação dos coagulantes pré-hidrolisados.

3.3. Coagulação

Uma grande variedade de substâncias encontradas em águas naturais e poluídas, que provocam turbidez e cor, não é capaz de sedimentar naturalmente, devido ao tamanho microscópico e da baixa velocidade de sedimentação da matéria orgânica natural, das partículas de argilas e dos microrganismos por exemplo. O objetivo da coagulação é desestabilizar a suspensão coloidal hidrófoba e hidrófila, principalmente, tanto em águas de mananciais, quanto em esgotos. A coagulação pode ser representada por dois fenômenos básicos:

- Fenômenos Químicos:

Reação do coagulante metálico com a água com formação de espécies hidrolisadas com carga positiva, que dependem do pH final da mistura e da concentração do metal, mas que neutralizam e ou adsorvem, assim como formam precipitados que adsorvem os colóides. Os fatores determinantes do rumo ou do mecanismo da coagulação são basicamente o pH da coagulação e a dosagem do coagulante metálico.

- Fenômenos Físicos:

Transporte das espécies hidrolisadas para estabelecer contato com as impurezas presentes na água (processo muito rápido, com duração de 0,1 a 100 segundos). Depende das demais

características (pH, temperatura, concentração de coagulante e impurezas, etc.) e provoca a redução do potencial zeta dos colóides. Estas etapas são realizadas na mistura rápida, e são denominadas de coagulação.

Destes dois processos em diante, após a redução ou eliminação da barreira de energia, há necessidade de agitação controlada, a fim de que ocorram colisões entre as impurezas, possibilitando aglomeração e formação de partículas maiores. Para evitar a ruptura dos flocos, a intensidade de mistura deve ser escalonada. Esta é denominada floculação.

A coagulação depende do pH, da alcalinidade, da cor verdadeira, da turbidez, da temperatura, da mobilidade eletroforética, da força iônica, dos sólidos dissolvidos, da dimensão e da distribuição dos tamanhos das partículas no estado coloidal e em suspensão. Os coagulantes podem ser classificados entre os de comportamento ácido (sulfato de alumínio, sulfato ferroso, cloreto férrico e sulfato férrico), básico (aluminato de sódio) e com basicidade (PACl).

3.3.1. Estabilidade e Instabilidade dos Colóides

Os sistemas coloidais estão sujeitos a ser estáveis, ou seja, resistentes à agregação em meio aquoso, devido aos fenômenos:

- Carga eletrostática das partículas coloidais;
- Capacidade de hidratação, que geralmente é importante para os colóides hidrofílicos

Os sistemas coloidais estão sujeitos a ser instáveis no meio aquoso, devido às seguintes forças:

- A gravidade, que, porém, é insignificante na desestabilização das partículas;
- O movimento browniano, que provoca o contato entre as partículas coloidais.
- A força de *van der Waals*, devida às interações dipolo-dipolo permanente, dipolo-dipolo induzido e força de dispersão ou de London das partículas. São fracas, pois têm energia de ligação inferior a 5 kcal/mol, mas ainda assim são as principais forças de atração entre os colóides, apesar da pequena amplitude.

3.3.2. Dupla Camada Elétrica

O modelo da dupla camada elétrica é usado para visualizar o ambiente iônico na vizinhança da partícula coloidal e a intensidade dos potenciais elétricos que ocorrem na superfície carregada. A **Figura 3.1.** mostra como se distribuem as forças repulsivas nas interfaces dos sólidos e dos líquidos, onde a carga negativa do colóide atrai íons positivos denominados de

contra-íons, formando uma espessa camada adjacente ao redor da superfície do colóide, a Camada de Stern. Contra-íons adicionais, que são atraídos pelo colóide negativo, são repelidos pela camada de Stern e, com outros íons positivos estabelecem um equilíbrio dinâmico que resulta na formação de uma camada de contra-íons, que é difusa – a Camada de Gouy – cuja concentração é alta próximo à superfície do colóide, mas diminui gradualmente com a distância até obter um equilíbrio com a concentração de contra-íons no interior da solução.

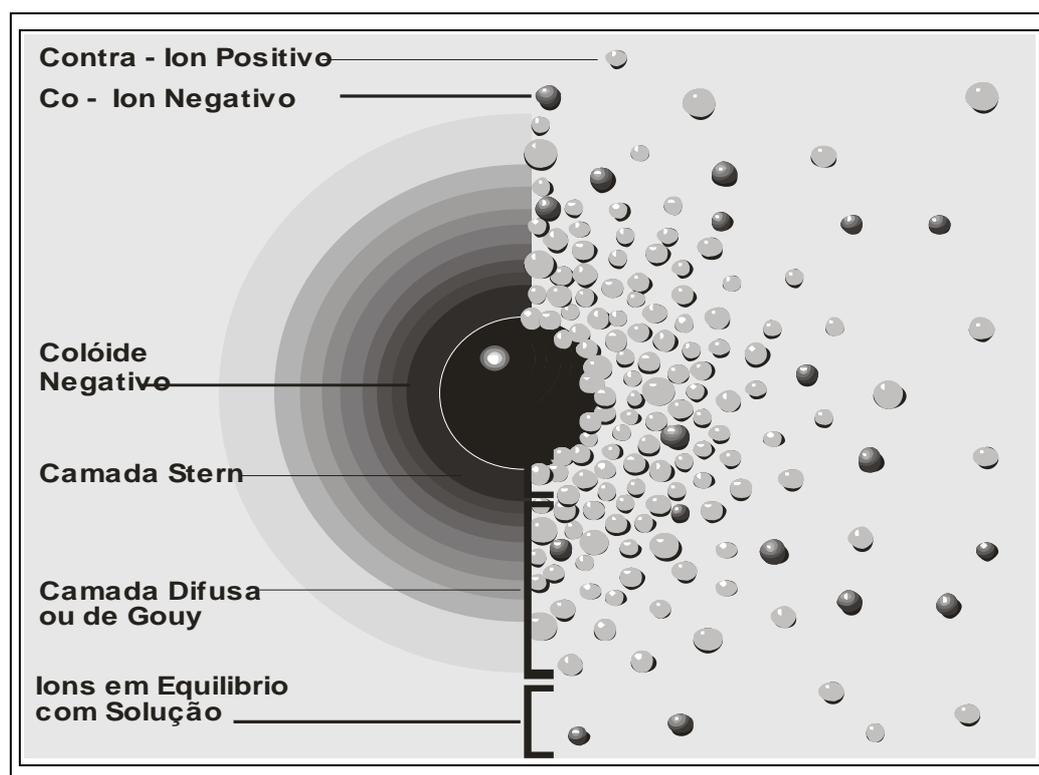


Figura 3.1. Colóide com as camadas Aderida ou de Stern e Difusa ou de Gouy (Ravina 1993).

Na camada difusa ou de Gouy, há uma deficiência de íons negativos, chamados co-íons, porque têm a mesma carga que o colóide. A concentração destes co-íons aumenta de forma gradual ao afastar-se do colóide, conforme **Figura 3.1**, anterior, onde apresenta a dupla camada, que é composta dos contra-íons da camada de Stern em conjunto com os co-íons e contra-íons da camada difusa ou de Gouy, bem como os íons em equilíbrio na solução, que envolvem a partícula coloidal com carga negativa.

3.3.3. Balanço de Forças Opostas ou Teoria DLVO

A Teoria DLVO (assim denominada após Derjaguin, Landau, em 1941, e Verwey e Overbeek, em 1948, apresentarem a explanação clássica da interação das partículas coloidais),

juntamente com o balanço das forças opostas de repulsão eletrostática e a de atração de *van der Waals*, mostra porque alguns colóides aglomeram e outros, não. É uma teoria quantitativa da estabilidade dos colóides, sendo agora largamente conhecida como teoria DLVO, e estabelece que a força total (**FT**) entre partículas liofóbicas imersas em um solvente polar é dada pela soma algébrica da força de repulsão elétrica na dupla camada (**FR**), com a força de atração de *van der Waals* (**FD**).

$$\mathbf{F_T} = \mathbf{F_R} + \mathbf{F_D} \quad (3.1)$$

Na prática, somente pode ser modificada de forma significativa a força de repulsão (**FR**), que pode ser afetada pela mudança na concentração iônica do meio em suspensão ou pela modificação da carga superficial das partículas. O aumento na concentração de íons reduz efetivamente a repulsão elétrica (**FR**), tornando possível a aproximação de partículas em que possa predominar a força de atração de *van der Waals* (**FD**). A adição de sais contendo íons de carga contrária a do colóide (contra-íons) especificamente adsorventes, pode reduzir ou neutralizar a carga superficial, eliminando a repulsão entre as partículas. Para Polasek (2005), a coagulação ou agregação das partículas é a remoção da barreira de energia formada entre as partículas coloidais, sendo produzida pela desestabilização do sistema coloidal, através de agregação de íons fortemente positivos, pela neutralização das cargas, ou pelo arraste em precipitados e ainda, por ponte interpartículas quando são usados polímeros catiônicos.

Outro meio muito importante de desestabilização de partículas é a ação dos polímeros catiônicos, que são polímeros com baixo ou alto peso molecular e que podem neutralizar e adsorver simultaneamente duas ou mais partículas, ligando-as no processo conhecido como ligação com polímero. A ação dos coagulantes de metais hidrolisados pode ser através da adsorção e neutralização de cargas, ou com formação de precipitado, que adsorve as partículas coloidais, ou ainda, com a ação conjunta, inicialmente com a adsorção/neutralização e posteriormente, com a adsorção das partículas no precipitado, sendo esta ação denominada de mecanismo combinado, conforme visualiza-se nos diagramas de coagulação. O modelo da dupla camada explica o ambiente iônico envolvendo o colóide carregado e mostra como ocorre a ação das forças de repulsão.

3.3.4. Mecanismos da Coagulação

A coagulação ocorre quando a barreira da energia de DLVO é eliminada eficazmente. Esta redução da barreira da energia é denotada também por desestabilização.

As funções preliminares do coagulante são a adsorção e a neutralização da carga, freqüentemente em mais de um colóide, dando forma a uma ponte entre as partículas coloidais, que formam os flocos. O processo de coagulação compreende quatro fenômenos físico-químicos:

- Compressão da Dupla Camada;
- Adsorção e Neutralização da Carga;
- Desestabilização por Varredura ou Agregação dos Colóides nos Precipitados;
- Adsorção e Formação de Pontes ou Ligação Interpartículas.

As quatro ferramentas serão discutidas em separado, mas a solução dos problemas específicos da coagulação envolverá quase sempre o uso simultâneo de mais de uma destas formas.

3.3.4.1. Compressão da Dupla Camada

De acordo com Arboleda (1973), o modelo de Gouy-Stern da coagulação é conseqüência da compressão da dupla camada, por saturação com eletrólitos na camada difusa ou de Gouy. Consiste na introdução de um eletrólito na solução coloidal que aumenta a concentração de cargas na camada difusa (dupla camada de Stern) e que, ao comprimir a dupla camada, reduz a esfera de influência das partículas, apesar de não necessariamente ocorrer a neutralização da carga da partícula coloidal, mas assim como ocorre redução do potencial zeta, também a barreira de energia será comprimida e com quantidade suficiente de eletrólitos é possível a coagulação.

Para Di Bernardo (2005), concentrações elevadas de íons positivos e negativos na água acarretam um acréscimo no número de íons na camada difusa que, para manter-se eletricamente neutra, tem, necessariamente, seu volume reduzido (diminuição da espessura), de modo tal que as forças de *van der Waals* sejam dominantes, eliminando a estabilização eletrostática.

A compressão da dupla camada envolve a adição de grandes quantidades de um eletrólito indiferente (cloreto de sódio). A indiferença é decorrente do eletrólito não adsorver o colóide e permanecer com a sua identidade. Esta mudança na concentração iônica comprime a dupla camada em torno do colóide, com redução da barreira de energia, sendo denominada saturação por fora com sal metálico, conforme **Figuras 3.2(a) e 3.2(b)**, a seguir.

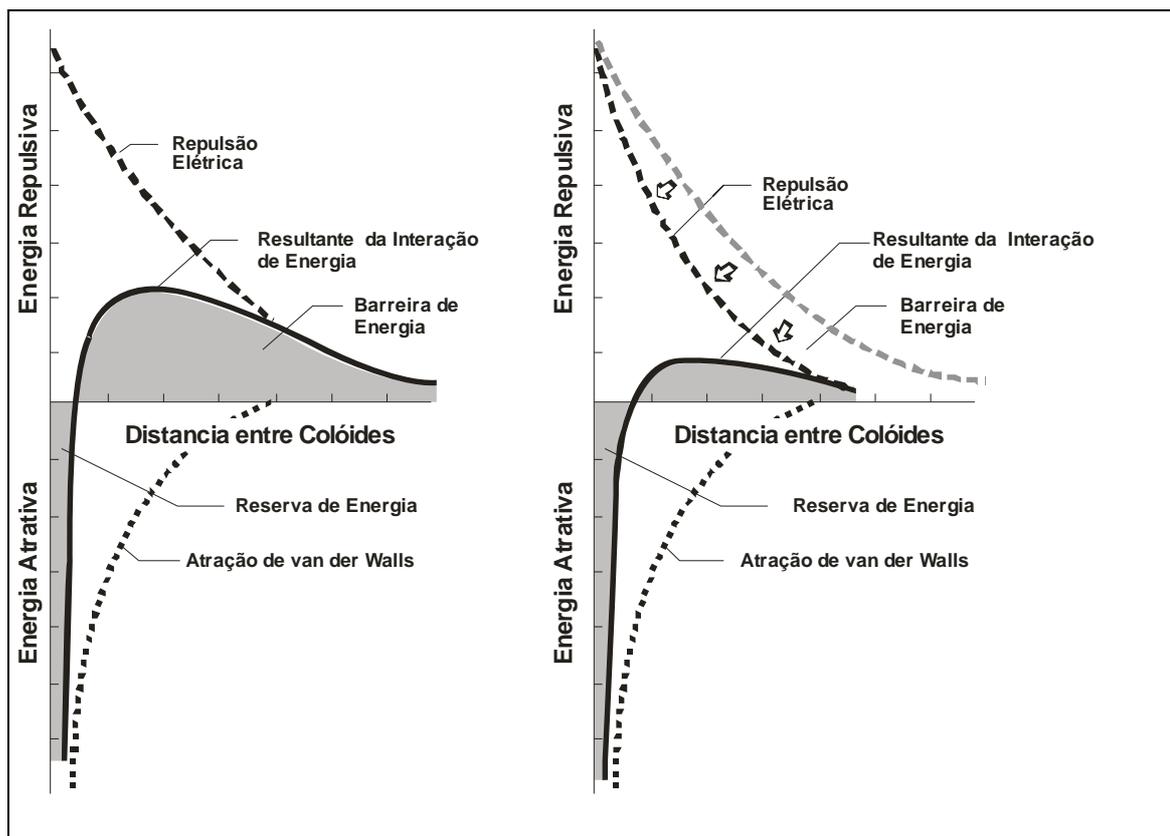


Figura 3.2(a). A barreira de energia como resultante das forças.

Figura 3.2(b). Redução da barreira de energia devido à agregação de eletrólitos. (Ravina 1993).

A teoria DLVO tem como resultado a redução ou a eliminação da barreira repulsiva da energia, conforme a **Figura 3.2.(a)** sem a compressão da barreira de energia e a **Figura 3.2.(b)** com a compressão da barreira de energia pelo eletrólito. É importante compreender que, saturando com eletrólito indiferente, também ocorre a compressão da esfera de influencia do colóide, porém não se faz necessariamente a redução da sua carga. De acordo com Piveli (2001), os eletrólitos agem na compressão da dupla camada, onde uma concentração suficiente de íons monovalentes, como os decorrentes da adição de NaCl, pode promover a coagulação desta maneira, mas somente em grande quantidade, como nos estuários dos rios, nos oceanos nos quais se formam os deltas.

Contudo, notou-se que sais contendo íons bivalentes de cargas opostas às da partícula coloidal possuem maiores poderes de coagulação. Os sais contendo íons trivalentes de carga oposta são ainda mais eficientes. Este conceito é decorrente da regra de Schulze-Hardy: “onde a precipitação de um colóide é afetada pela adição de eletrólitos contendo íons de carga oposta, o efeito aumenta significativamente com a carga do íon”.

Um íon bivalente é cerca de vinte a trinta vezes mais eficiente que um monovalente, e um trivalente é cerca de cem vezes mais eficiente que um bivalente. Em geral, a compressão da dupla

camada não é uma técnica adequada à coagulação usada no tratamento de água, mas pode ter aplicação no tratamento de esgoto industrial, caso o efluente contenha contra íons bivalentes ou trivalentes disponíveis. Na **Tabela 3.1**, a seguir, são apresentados os poderes relativos de coagulação de diversos eletrólitos:

Tabela 3.1. Poderes relativos de coagulação de alguns eletrólitos

Eletrólito	Poder Relativo de Coagulação	
	Colóides Positivos	Colóides Negativos
NaCl	1	1
Na ₂ SO ₄	30	1
Na ₃ PO ₄	1000	1
BaCl ₂	1	30
MgSO ₄	30	30
AlCl ₃	1	1000
Al ₂ (SO ₄) ₃	30	>1000
FeCl ₃	1	1000
Fe ₂ (SO ₄) ₃	30	>1000

Obs. Valores aproximados para soluções de concentrações iônicas equivalentes.
(Sawyer & McCarty apud Piveli, 2001)

3.3.4.2. Adsorção e Neutralização de Carga

De acordo com Faust e Aly (1998), pesquisadores têm compilado recentemente considerável quantidade de informação de vários sistemas coagulante-colóide, indicando que outras interações, além das eletrostáticas são responsáveis pela desestabilização. Por exemplo, uma dosagem de 6×10^{-5} mol/L do dodecilamônio (C₁₂H₂₅NH₃⁺) é suficiente para coagular certa concentração de sol de iodeto de prata, enquanto a quantidade necessária do íon sódio para coagular igual quantidade do íon negativo é de 10⁻¹ mol/L, o que, para estes autores, sugere um mecanismo de coagulação em adição à interação eletrostática, pois, conforme a tabela anterior, ambos os coagulantes teriam igual poder relativo, já que a valência de ambos é a unidade.

Os coagulantes inorgânicos usados na neutralização (tais como o sulfato de alumínio) e os polímeros catiônicos, operam freqüentemente com a neutralização da carga, que é uma maneira prática de abaixar a barreira da energia (DLVO) e dar forma aos flocos estáveis.

De acordo com Di Bernardo (2005), a desestabilização das partículas coloidais consiste em interações coagulante-colóide, coagulante-solvente e colóide-solvente e, no caso de espécies hidrolisadas de Al e Fe ou de polímeros sintéticos catiônicos, é comum ocorrer a interação específica entre coagulante-colóide, sendo dominante o fenômeno de adsorção. Neste tipo de desestabilização, as partículas presentes na água bruta adsorvem, em suas superfícies, produtos de hidrólise do alumínio ou ferro que neutralizam os ânions da superfície dos colóides.

A desestabilização por adsorção ocorre em tempo muito reduzido, portanto, os íons hidrolisados de alumínio devem estar disponíveis. A mistura rápida deverá ser feita com muita energia e durante tempo curto. Os produtos da hidrólise do alumínio que podem ser adsorvidos ficam na água apenas durante alguns segundos (0,0001 a 1s). Esse tipo de coagulação é recomendado para uma das tecnologias de tratamento com filtração direta. Para Gregory (2001), a desestabilização da partícula coloidal carregada negativamente ocorre devido à adsorção específica de espécies catiônicas da solução. Sendo assim, os produtos da hidrólise dos sais de Al e Fe, que são catiônicos, podem coagular através da neutralização da carga dos colóides.

A neutralização da carga envolve a adsorção de um coagulante positivamente carregado na superfície do colóide com carga negativa, que, resulta em carga líquida próxima a zero. A neutralização é a chave da otimização do tratamento, precedendo a filtração direta em meio granular. Porém somente a neutralização da carga não produzirá os macro-flocos, necessários na operação de sedimentação ou flotação, sendo oportuna a coagulação com dosagem maior do coagulante no mecanismo da varredura ou ainda a aplicação de auxiliar de floculação.

Micro-flocos são formados na coagulação por adsorção dos produtos de hidrólise do coagulante metálico na superfície da partícula coloidal, com conseqüente neutralização, mas não são agregados rapidamente como flocos visíveis. A adsorção de cátions na superfície negativa pode ocorrer por ação eletrostática ou por alguma ação complexa na superfície. Os coagulantes hidrolisados são eficazes para um amplo espectro de partículas, inclusive bactérias e argilas. É comum ter partículas coloidais desestabilizadas com pequena quantidade do coagulante hidrolisado em que a ótima dosagem corresponde à quantidade necessária para a neutralização da carga da partícula (determinada através da mobilidade eletroforética).

Sendo a neutralização o mecanismo predominante da desestabilização, é possível estabelecer relação estequiométrica entre a concentração de partículas e a dosagem ótima do

coagulante. Para baixa concentração de partículas, será necessária baixa dosagem. Sob estas condições, a eficiência da coagulação será elevada na tecnologia da filtração direta e reduzida na tecnologia de tratamento da água do tipo completo ou convencional, pois a velocidade de sedimentação destas partículas é baixa. A técnica da filtração direta foi muito divulgada no Brasil por Di Bernardo, sendo propriamente usada após o diagrama de Amirtharajah e Mills desde 1982.

Grande quantidade do coagulante pode carregar positivamente as partículas, provocando à re-estabilização das partículas coloidais como colóides positivos. O resultado é um sistema mal coagulado, devido ao excesso do coagulante metálico ou orgânico.

A **Figura 3.3** apresenta a coagulação no mecanismo de adsorção e neutralização, onde inicialmente o produto da hidrólise do coagulante (Al^{+3}) é adsorvido na superfície das partículas coloidais e na seqüência neutraliza a carga dos colóides negativos.

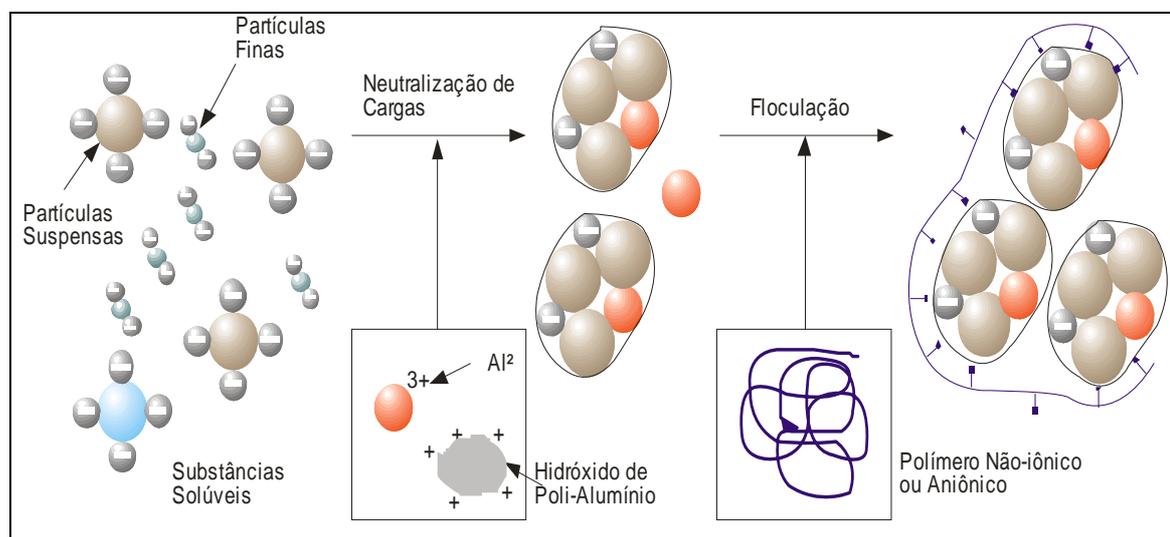


Figura 3.3. Coagulação de partículas coloidais por neutralização de cargas (Kemira,2003)

De acordo com Gregory (2001), apesar de as partículas coloidais poderem ser efetivamente desestabilizadas por neutralização da carga, há duas desvantagens na tecnologia para o tratamento de água com sedimentação ou flotação:

- Controle completo e eficiente da dosagem do coagulante para uma ótima desestabilização;
- A taxa de colisão das partículas. A taxa de coagulação depende do quadrado da concentração de partículas, que poderá ser muito baixa para suspensões diluídas.

Ambos os problemas podem ser contornados, se for usada alta dosagem de coagulante, adotando-se a coagulação por varredura, desde que considerável quantidade de precipitado de

hidróxido amorfo seja formada. Porém, para o uso adequado do mecanismo de coagulação por neutralização e adsorção de cargas, deve-se adotar a tecnologia de tratamento por filtração direta, onde não é necessário desenvolver flocos apropriados à sedimentação ou flotação, mas adequados à adsorção nos grãos do material filtrante.

3.3.4.3. Desestabilização por Varredura ou Agregação dos Colóides no Precipitado

Após a formação dos produtos da hidrólise do alumínio, em função do pH da coagulação e da alta dosagem do coagulante metálico, ocorre a formação do precipitado insolúvel de hidróxido de alumínio ou ferro, com duração da reação de cerca de 1 a 7 segundos. O $\text{Al}(\text{OH})_3$ é um precipitado amorfo e insolúvel, com dimensão maior que a do colóide e ao ser formado, arrasta as partículas em suspensão na água, conforme é apresentado na **Figura 3.4.**a seguir, desenvolvendo um floco de tamanho maior e com velocidade de sedimentação mais elevada que a dos flocos formados no processo de adsorção e neutralização. Esse tipo de coagulação é recomendado para a tecnologia de tratamento completo ou convencional, que usa sedimentação ou flotação para a remoção dos flocos.

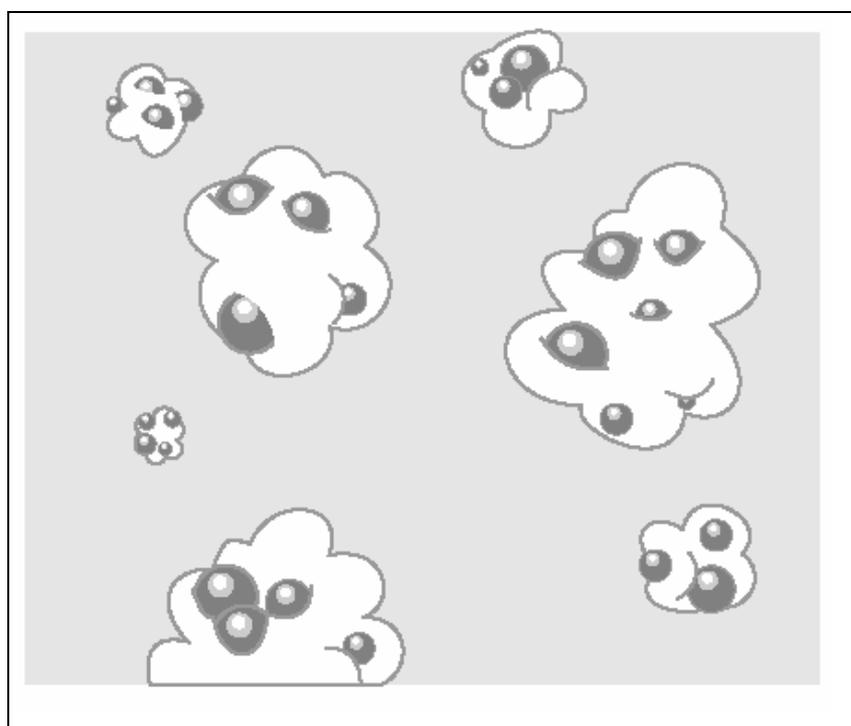


Figura 3.4. Coagulação por agregação dos colóides no precipitado formado (Ravina, 1993).

O arraste e a agregação de colóides envolve adição de dosagem relativamente elevada dos coagulantes, sais geralmente de alumínio ou de ferro, que se precipitam como hidróxidos do metal (Al ou Fe). A quantidade de coagulante usada é muito superior à necessária para neutralizar a carga no colóide. Alguma neutralização da carga pode ocorrer, mas a maioria dos colóides é arrastada ou varrida do volume da água, enredando-se no floco do hidróxido formado. De acordo com Faust e Aly (1998), este tipo de coagulação é por agregação no precipitado do hidróxido metálico amorfo formado rapidamente, com interação com o colóide, que este autor denomina de “floculação ortocinética” com o arraste no precipitado do colóide a baixo potencial zeta.

Deve-se considerar que o precipitado de hidróxido carregado que neutraliza as partículas, pode ser, tanto na forma de precipitação na superfície do colóide, como por adsorção do precipitado do hidróxido coloidal no corpo da solução transportada, sendo este processo, de acordo com Gregory (2001), denominado modelo de neutralização da carga pelo precipitado, com a sigla PCN em inglês. Esta forma de coagulação, com considerável incremento na remoção de partículas já desestabilizadas por neutralização devido ao aumento da concentração de sólidos, tem sido conhecida como mecanismo de varredura desde 1972, quando denominada por O’Melia.

De acordo com Pêra (2003), este mecanismo ocorre devido à saturação das partículas, com o precipitado de hidróxidos, que tendem a ter estrutura aberta, formando pequena massa, mas com volume efetivo alto e grande possibilidade de capturar outras partículas, podendo ainda ter ligação de partículas pelo precipitado de hidróxido, com forte agregação.

De acordo com MWH (2005), este mecanismo predomina no tratamento da água em que se mantém o pH de coagulação entre 6 e 8, onde é usado o coagulante metálico de Al e Fe, com concentração de saturação que excede a de formação do hidróxido amorfo. No caso do hidróxido de alumínio, o ponto isoelétrico é no pH em torno de 8. Em pH mais baixo, o precipitado terá carga positiva e estará apto a neutralizar a carga negativa das partículas na água. Amirtharajah e Di Bernardo denominam esta coagulação de mecanismo combinado de neutralização e varredura. Pode ser usado para águas com turbidez moderada e baixa cor.

Reconhece-se que em muitos casos, a ótima remoção de partículas da água é obtida sob a condição de rápida precipitação do hidróxido e, no caso de coagulação com sulfato de alumínio, o pH ótimo estará próximo ao ponto de mínima solubilidade, conforme a **Figura 3.5**, a seguir com os diversos produtos da hidrólise do coagulante metálico (Al e Fe) e as respectivas concentrações para valores distintos de pH, sendo claro que as partículas são arrastadas, varridas ou removidas da água por sedimentação.

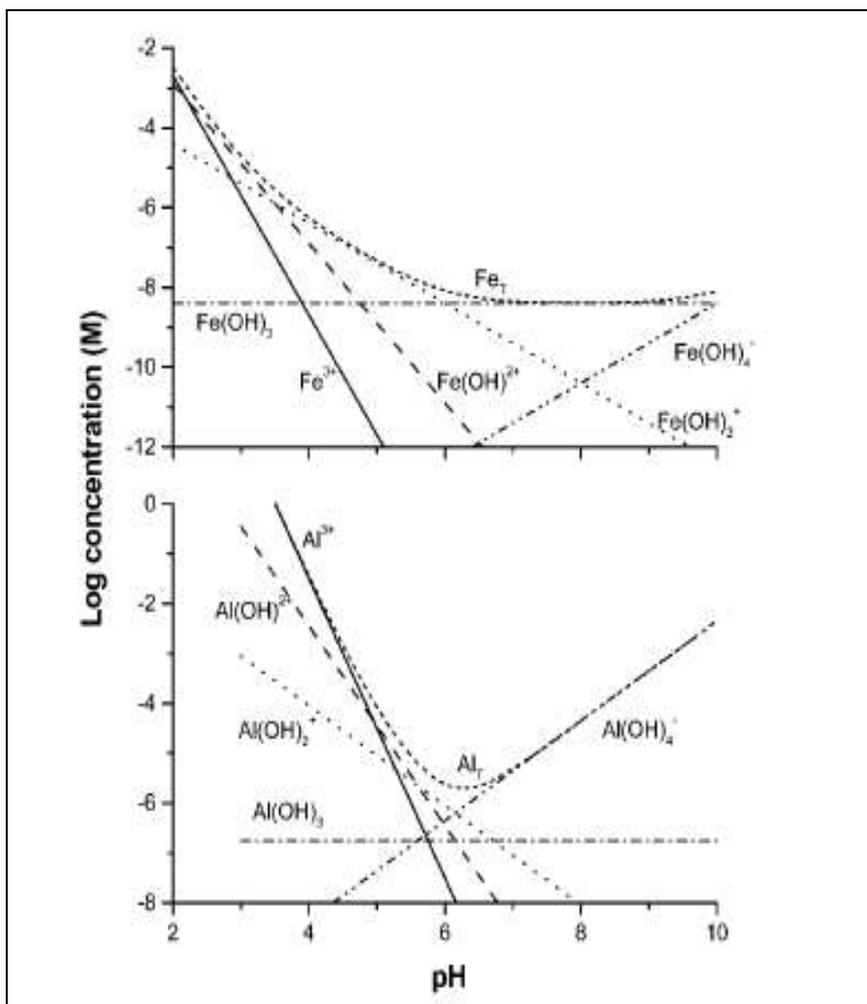


Figura 3.5. Concentrações de Fe e Al solúveis em equilíbrio com hidróxido Amorfo. (Gregory, 2001).

Sendo as espécies de produtos de hidrólise catiônicas dissolvidas responsáveis pela neutralização, ambos os íons Al e Fe em pH neutro, ou acima, são os menores componentes, conforme **Figura 3.5**, a seguir e que, apesar de não ser fácil determinar de que forma as partículas afetam a distribuição das espécies hidrolisadas de Al e Fe, fatores cinéticos também são importantes, mesmo para dosagens muito baixas. Ainda assim, são muito acima do limite de solubilidade do hidróxido amorfo, especialmente de Fe.

No entanto, quando a tecnologia é de tratamento completo, para águas coloridas ou com turbidez elevada, para se obter o desempenho desejado, será necessária, de acordo com MWH (2005), alta dosagem do coagulante metálico, com formação de precipitados de hidróxidos, com nucleação do precipitado na superfície do particulado, levando ao crescimento do precipitado amorfo, com o arraste das partículas na estrutura do floco.

A **Figura 3.6**, a seguir, apresentada por Gregory (2001), mostra a agregação de partículas por neutralização de cargas e por varredura, em ensaio realizado com suspensão de caulinita, utilizando-se o sulfato de alumínio como coagulante e carbonato para ajustar o pH em 7, com diferentes dosagens do coagulante. A duração da mistura rápida foi de 1 minuto, a da floculação, 20 minutos e gradiente de velocidade de 50 s^{-1} , e a sedimentação foi 20 minutos, sendo determinada a mobilidade eletroforética (EM), para obtenção da carga superficial da partícula, bem como da turbidez.

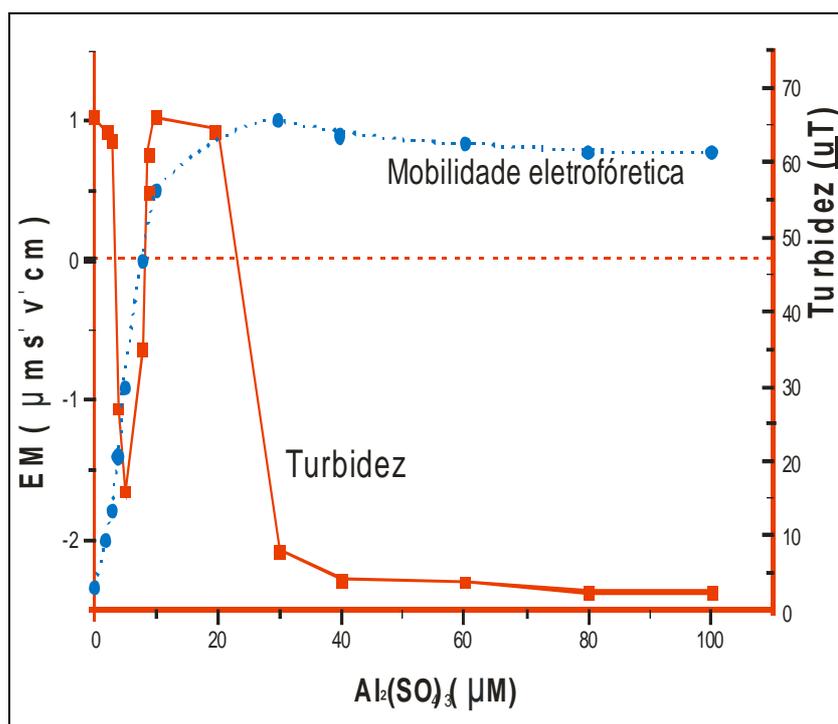


Figura 3.6. Mobilidade eletroforética (EM) e turbidez residual para coagulação de suspensão de caulinita com dosagem variável de sulfato de alumínio em pH 7. (Gregory, 2001).

Observa-se ainda na **Figura 3.6**, quatro zonas com valores distintos da turbidez, sendo que, na zona 2, onde ocorre remoção da turbidez, a faixa é estreita, com a neutralização das cargas ocorrendo com valor da mobilidade eletroforética ligeiramente negativo. Na zona 4, com coagulação no mecanismo da varredura, a redução da turbidez ocorre em faixa ampla. Por outro lado, na zona 2, na qual a dosagem de coagulante é muito inferior em comparação com a dosagem do coagulante na zona 4, tem como mecanismo da coagulação a adsorção e neutralização, com a mobilidade eletroforética ligeiramente negativa ou neutra, ao passo que na zona 4, onde o mecanismo de coagulação é o da varredura, a mobilidade eletroforética é positiva e a dosagem do coagulante é elevada.

Os diferentes mecanismos realçados acima também têm quatro zonas de dosagem do coagulante perfeitamente definida, com a seguinte consequência para a partícula de carga negativa:

- Zona 1. Muito baixa dosagem do coagulante. O sistema coloidal permanece estável;
- Zona 2. Dosagem nem sempre é suficiente para produzir a neutralização das cargas, porém ocorre a coagulação;
- Zona 3. Alta dosagem acarretando neutralização e, em seqüência, restabilização devido à reversão das cargas das partículas coloidais;
- Zona 4. Ainda alta dosagem, mas produzindo precipitado de hidróxidos com coagulação por varredura.

3.3.4.4. Coagulação por Adsorção e Formação de Ligação ou Pontes Inter-Partículas

A adsorção é realizada por compostos orgânicos sintéticos ou naturais, e também por compostos inorgânicos, como o PACl (cloreto de polialumínio) que é caracterizado por grandes cadeias moleculares, que tem sítios ionizáveis ao longo da cadeia, formando “pontes” ou ligações entre os colóides.

Os polímeros podem ser classificados como:

- Catiônicos: íon dialil-dimetil amônia, polietileno imina, polidialildimetil cloreto de amônia;
- Aniônicos: poliacrilato de sódio, ácido acrílico, poliestireno sulfonato de sódio;
- Não iônicos: acrilamida, polivinil álcool, poliacrilamida;

A ponte, ou ligação entre polímeros, é complexa e, de acordo com MWH (2005), ainda não foi descrita de forma analítica, sendo usados os modelos de O’Melia, de 1972, que caracterizaram as cadeias poliméricas como sítios disponíveis para agregar partículas, com formação de pontes ou ligações entre as partículas estáveis que são desestabilizadas.

A **Figura 3.7**, a seguir, mostra as partículas coloidais sendo envolvidas por sítios disponíveis dos polímeros que adsorvem e neutralizam as partículas, com formação de pontes entre estes colóides.

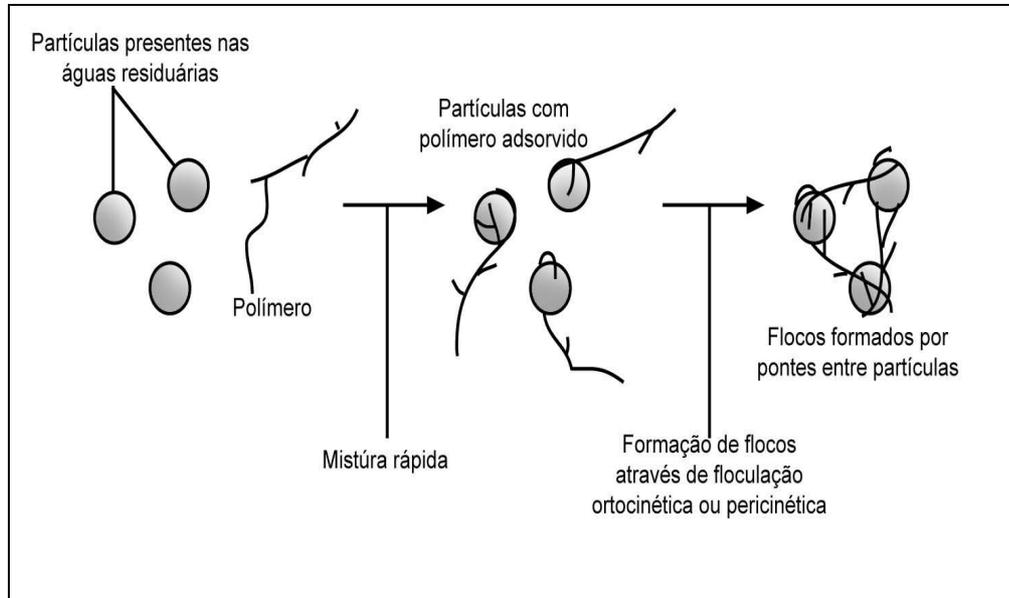


Figura 3.7. Coagulação por ligação entre partículas através de polímeros.

Fonte: Adaptada de Metcalf e Eddy, 1999.

Sendo a ligação interpartículas um fenômeno de adsorção, em consequência, a dosagem ótima de polímeros é proporcional à concentração de partículas coloidais na solução. Estes complexos poliméricos desestabilizam as partículas coloidais quando em dosagem apropriada. Em caso contrário, com dosagem inferior ou superior à adequada, o polímero poderá enroscar-se no colóide e não produzir a desestabilização. As forças que agem são:

- Coulômbicas (polímero catiônico e partícula negativa);
- Interação dipolo-dipolo;
- Ligação de hidrogênio;
- Atrativa de Van der Waals.

A formação de pontes entre partículas coloidais ocorre quando um coagulante faz a ligação ou união entre os diversos colóides, capturando e juntando-os. A formação de pontes é freqüentemente usada em conjunto com a neutralização da carga, fazendo crescer rapidamente os flocos resistentes às forças de cisalhamento que provocam a ruptura.

Por exemplo, quando o sulfato de alumínio ou um polímero catiônico de baixo peso molecular é adicionado, inicialmente para neutralizar ou reduzir a carga através da mistura rápida com formação de micro-flocos, para maximizar o desempenho, adiciona-se uma pequena

quantidade de polímero com peso molecular elevado, frequentemente aniônico, para formação de ponte entre os micro-flocos.

O fato de o polímero que forma as pontes ser carregado negativamente não é significativo, pois os colóides pequenos estão neutralizados e são capturados como micro-flocos. Devido ao desenvolvimento de distintos mecanismos e reações que operam no processo de coagulação, a seleção do coagulante e da dosagem mais adequados é determinada empiricamente em reator estático ou *jar test* ou ainda em unidades piloto.

Os coagulantes pré-hidrolisados inorgânicos e os polieletrólitos orgânicos, naturais e sintéticos, têm o potencial de formar pontes interpartículas. O peso molecular mais elevado significa uma molécula mais longa, com formação mais eficaz de pontes interpartículas. Existe uma taxa de agregação máxima para adsorção de polímero não iônico com alto peso molecular, e deve-se ter partículas coloidais com baixa carga superficial. Os polímeros catiônicos de alta densidade de carga são mais eficientes na neutralização das partículas, em comparação aos catiônicos com baixa densidade de carga.

A aglomeração dos colóides é necessária para que seja factível a remoção das partículas coloidais por sedimentação quando esta operação é realizada no tratamento do tipo completo ou convencional, sendo a velocidade de sedimentação para partículas esféricas, de acordo com Newton:

$$v_s = [4g (\gamma_s - \gamma_A) d_p / C_D A_s \gamma_s]^{1/2} \quad (3.2)$$

Verifica-se que a velocidade de sedimentação (v_s) é dependente da massa específica (γ_s) e do tamanho da partícula (d_p), que são os parâmetros nos quais pode-se atuar através da aplicação do auxiliar de floculação, com aumento destes. Para aumentar a velocidade de sedimentação (v_s), deve-se reduzir a área (A_s), da partícula, através da compactação do floco, o que se obtém com gradiente de velocidade mais elevado. Para que o floco resista às forças de cisalhamento, são agregados polímeros ou é usado outro coagulante metálico ou pré-hidrolisado.

O diagrama de Pernitski (2003), apresentado na **Figura 3.8**, a seguir, sintetiza as diferentes reações do coagulante em relação às impurezas presentes na água, com a forma de coagulação para o sulfato de alumínio e o cloreto de polialumínio.

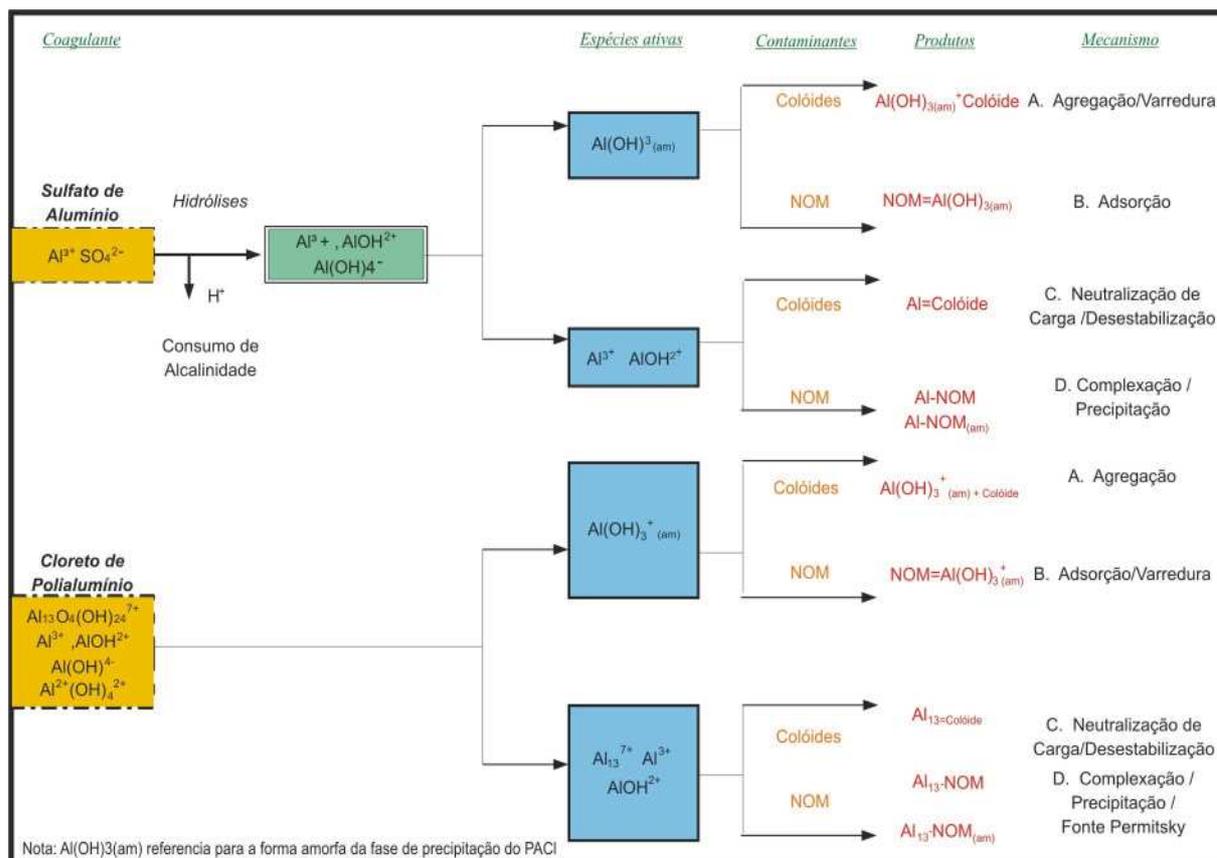


Figura 3.8. Visão Conceitual das Reações de Coagulação. (Adaptada de Pernitsky, 2003).

Na Figura 3.8, anterior, Pernitsky (2003) mostra que o coagulante metálico, sendo do tipo pré-hidrolisado, ou não, como o cloreto de polialumínio e o sulfato de alumínio respectivamente, têm igual mecanismo de coagulação quando interagem com colóides e com a matéria orgânica natural. Sendo que, no caso da formação do hidróxido amorfo $[Al(OH)_3]$ na hidrólise do coagulante, o mecanismo de coagulação das partículas coloidais, é o da agregação e varredura ao passo que no caso da coagulação destas partículas hidróxido amorfo $[Al(OH)_3]$ com outros produtos de hidrólise, o mecanismo é por adsorção e neutralização de carga. A coagulação da matéria orgânica natural (NOM em inglês) ocorre por adsorção/varredura no caso de formação do hidróxido amorfo de Al e por complexação/precipitação no caso dos demais produtos de hidrólise do íon alumínio. De acordo com a visão conceitual de Pernitsky (2003) a coagulação com os cloretos de polialumínio, com as distintas basicidades é similar a coagulação com sulfato de alumínio, pois que em função do pH e da concentração destes coagulantes, são formados os produtos de hidrólise que efetivamente coagulam com mecanismos distintos.

3.4. Química da Coagulação

3.4.1. Química dos Particulados

Partículas inorgânicas, como argilas, que constituem larga porção do material particulado presente nas águas naturais, são compostas por óxidos, como os de alumínio, silicatos, calcitas e muitos outros minerais. Apesar do tipo e da concentração de partículas de cada bacia hidrográfica serem únicos, elas têm comportamento eletroquímico similar, devido à existência, na superfície dos colóides, de grupo hidroxila (OH).

Dependendo do pH da solução, estas podem ter carga positiva ou negativa. São encontradas em partículas orgânicas, como bactérias, e sob as condições usuais de pH. Na maioria das águas naturais, as partículas coloidais têm carga superficial negativa, variando entre 0,1 e 1 $\mu\text{eq}/\text{mg}$, de acordo com Thurman *apud* Pernitsky (2003).

Sob certas condições, as partículas podem ter a carga superficial neutralizada, dependendo da espécie de cargas positivas do coagulante. De acordo com Pernitski (2003), depende da turbidez, pois a água com 10 unidades de turbidez e com carga de 0,5 $\mu\text{eq}/\text{mg}$, terá necessidade de 5 $\mu\text{eq}/\text{mg}$ de coagulante com carga positiva, sendo usada geralmente quantidade maior de coagulante, seja para reagir com a matéria orgânica, ou para a formação de precipitado com maior velocidade de sedimentação.

3.4.2. Coagulação da Turbidez

Para O'Melia/Sanks (1982), a turbidez na água é causada pela presença de material em suspensão como argila, silte, material particulado orgânico não vivo, plâncton e outros organismos microscópios. A água com turbidez, associada à alcalinidade, é classificada em quatro tipos:

- Alta turbidez e alta alcalinidade;
- Alta turbidez e baixa alcalinidade;
- Baixa turbidez e alta alcalinidade;
- Baixa turbidez e baixa alcalinidade;

A coagulação destas águas é diferenciada, sendo que as águas com baixa turbidez apresentam maior dificuldade para coagular, conseguindo eficiência somente na região da varredura. A água que apresenta baixa turbidez tem ainda o inconveniente de que as dosagens elevadas de coagulante podem reduzir o pH para valores fora da faixa de pH apropriado, ou seja, pH entre 6 e 7 para o Al, e pH entre 5 e 7 para o Fe. Nestas águas, são indicados os polímeros usados como auxiliares de floculação para formar flocos com maior velocidade de sedimentação.

As demais águas com alta turbidez são geralmente mais fáceis de coagular, pois apresentam duas regiões de coagulação: na adsorção e neutralização, com baixa dosagem do coagulante, e na varredura, com dosagem mais elevada. O floco formado apresenta dimensão e característica distintas, sendo indicada à formação do floco com maior dimensão, formado no mecanismo de coagulação da varredura para tecnologia de tratamento convencional ou completo. Para a tecnologia de filtração direta, o floco formado no mecanismo de coagulação de adsorção e neutralização é o mais indicado.

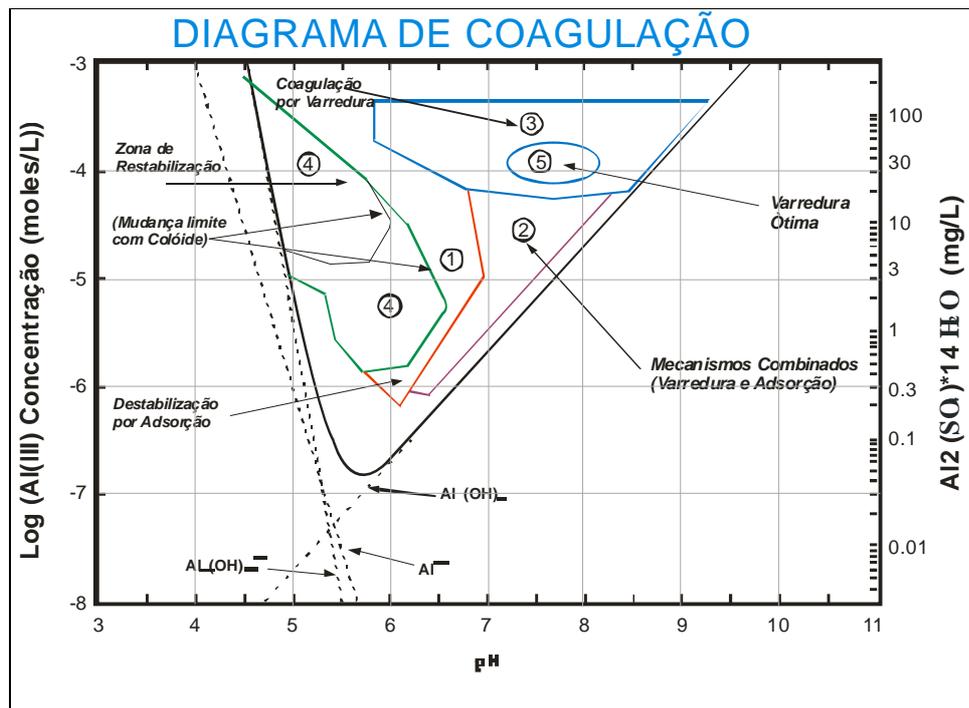


Figura 3.9. Diagrama de Coagulação. (Gregory, 2001 apud Amirtharajah e Mills,1982)

De acordo com Di Bernardo (2005), Amirtharajah e Mills (1982), propuseram uma forma mais simples de estudar a coagulação, baseada nos diagramas de solubilidade do alumínio e do ferro. No diagrama apresentado pelos autores, realizou-se a coagulação com sulfato de alumínio de distintas águas naturais e sintéticas que apresentavam a turbidez elevada em relação à cor verdadeira, conforme a **Figura 3.9**. Para MWH (2005), é importante notar que as condições gerais do Diagrama de Coagulação, da **Figura 3.9** anterior, não refletem o efeito da matéria orgânica (NOM), na dosagem do coagulante. As regiões dos diferentes fenômenos (mecanismos), associadas à remoção das partículas na sedimentação e na filtração, foram correlacionadas à dosagem do sulfato de alumínio e ao valor do pH, após a coagulação.

A remoção ótima no mecanismo da varredura ocorre com pH ligeiramente superior a 7 e inferior a 8,3; com dosagem de $Al_2(SO_4)_3$ entre 25 mg/L e 55 mg/L, porém com adequado controle do pH, é possível coagular com dosagem do coagulante muito inferior (mecanismos combinados) conforme é observado no Diagrama de Coagulação da **Figura 3.9**.

Di Bernardo e colaboradores têm usado extensivamente o Diagrama de Coagulação do estudo de Amirtharajah no estudo de águas com características diferentes, com cor verdadeira elevada e baixa turbidez, ou com cor e turbidez elevadas, e ainda, com uso de coagulantes, como os sais de ferro e pré-hidrolizados. Com distintas dosagens do coagulante em função do pH, são obtidas curvas de igual turbidez ou remoção, sendo este tipo similar as curvas de nível e que foi denominada por Trussel de topogramas conforme Montgomery (1985).

3.5. Química da Matéria Orgânica Natural (NOM em inglês e CON em português)

A matéria orgânica natural é uma mistura heterogênea de compostos orgânicos que entram no curso d'água devido à degradação da vegetação, da matéria orgânica, do solo da bacia (húmus) e da atividade biológica. A matéria orgânica, oriunda de distintas fontes, tem diferentes características, mas em geral, a molécula orgânica contém extensa cadeia, com grupos funcionais que afetam o comportamento químico, sendo que a carga também pode variar com o pH.

Segundo Edzwald (1990) *apud* Pernitski (2003), a matéria orgânica natural (NOM ou COM) determina, em muitas águas, a dosagem do coagulante. De acordo com este autor, a densidade de carga dos grupos funcionais de matéria orgânica é cerca de dez a cem vezes maior que a densidade de carga das partículas inorgânicas. Portanto, a demanda de coagulante será maior no caso da água que contém matéria orgânica. Por exemplo, na água com 3 unidades de DOC, com carga negativa de 10 $\mu\text{eq}/\text{mg}$, a demanda de carga positiva é de 30 $\mu\text{eq}/\text{mg}$, ou seja, cerca de seis vezes maior que os 5 $\mu\text{eq}/\text{mg}$ do exemplo apresentado na coagulação de substâncias particuladas que produzem a turbidez.

Corroborando este estudo, Dempsey *apud* Di Bernardo(2005), aduz que, para a coagulação realizada no mecanismo de neutralização de carga, existe relação estequiométrica entre a dosagem do coagulante e a concentração de substâncias húmicas (SH). Para Di Bernardo e Campos (2005), o tamanho molecular teve influência significativa nas porcentagens de remoção da cor aparente. Quanto maior o tamanho molecular, maior a eficiência da coagulação, da floculação e da sedimentação.

Os resultados das caracterizações obtidas por UV/Vis e a análise elementar das frações de diferentes tamanhos moleculares demonstraram que, quanto maior a porcentagem de oxigênio e menor o grau de aromaticidade presentes nas frações, maior a concentração de coagulante exigido para se obter os mesmos valores da porcentagem de remoção da cor aparente. Ou ainda, quanto maior o tamanho molecular das substâncias húmicas (SH), maior é seu grau de aromaticidade (maior é o número de anéis aromáticos presentes na amostra).

Os valores encontrados em relação à porcentagem de carbono, nitrogênio, hidrogênio e oxigênio nas amostras de SH mostraram que, com a diminuição do tamanho molecular, maior é a porcentagem de oxigênio presente. Estes resultados indicaram que quanto maior o tamanho molecular, maior o número de anéis aromáticos e menor a porcentagem de oxigênio presente nas frações de diferentes tamanhos moleculares das SH, sendo também maior a eficiência da coagulação, floculação e sedimentação na remoção da cor aparente.

3.5.1. Coagulação para Redução da Cor

Para O'Melia (1982), a redução da cor é feita com dosagens elevadas do coagulante metálico em pH mais baixo. Para o sulfato de alumínio, o valor é próximo de 5 e, para o sulfato férrico próximo de 4, existe relação estequiométrica entre a dosagem do coagulante metálico e a concentração da cor, que é mais elevada em pH baixo. Estes parâmetros para redução da cor estão de acordo com os trabalhos recentes da denominada coagulação ampliada, com dosagens elevadas de coagulante para coagular no mecanismo da varredura.

Para Di Bernardo (2005), citando diagramas de coagulação de Edzwald e Amirtharajah, para o sulfato de alumínio, a coagulação das substâncias húmicas com objetivo da redução da cor é obtida em função do pH, em dois mecanismos principais. Na faixa de pH 6 a 8, região em que há predominância de precipitado, a coagulação é devida à adsorção de substâncias húmicas no precipitado, portanto, o mecanismo é da varredura.

Na faixa de pH entre 4 e 5.5, em que as substâncias húmicas foram neutralizadas pelas espécies hidrolisadas positivas de alumínio, com a precipitação na forma de humato de alumínio, tem-se coagulação no mecanismo de adsorção e neutralização, corroborando a visão conceitual das reações, da **Figura 3.8** de Pernitsky (2003).

Estudo apresentado por Leal e Libânio (2003), concluiu que, em geral, os testes para definição das dosagens e pH de coagulação demonstraram que os sais à base de ferro produziram sempre bons resultados na redução da cor natural das águas ensaiadas. De acordo com Campos e Di Bernardo (2005):

- Substâncias húmicas de diferentes massas molares e diferentes porcentagens de ácidos húmicos e ácidos fúlvicos presentes, demonstram comportamento diferenciado nos diagramas de coagulação;
- Quanto menor a massa molecular das moléculas de substâncias húmicas, maiores foram as quantidades de ácidos fúlvicos;
- Quanto maior for a porcentagem de ácidos fúlvicos presentes nas frações de substâncias húmicas de diferentes massas molares, utilizadas para preparar a água, maior a dificuldade de sua remoção. Jamais deverão ser extrapoladas as condições de coagulação de águas provenientes de fontes diferentes, mesmo que apresentem valores da mesma ordem de grandeza, de cor verdadeira.

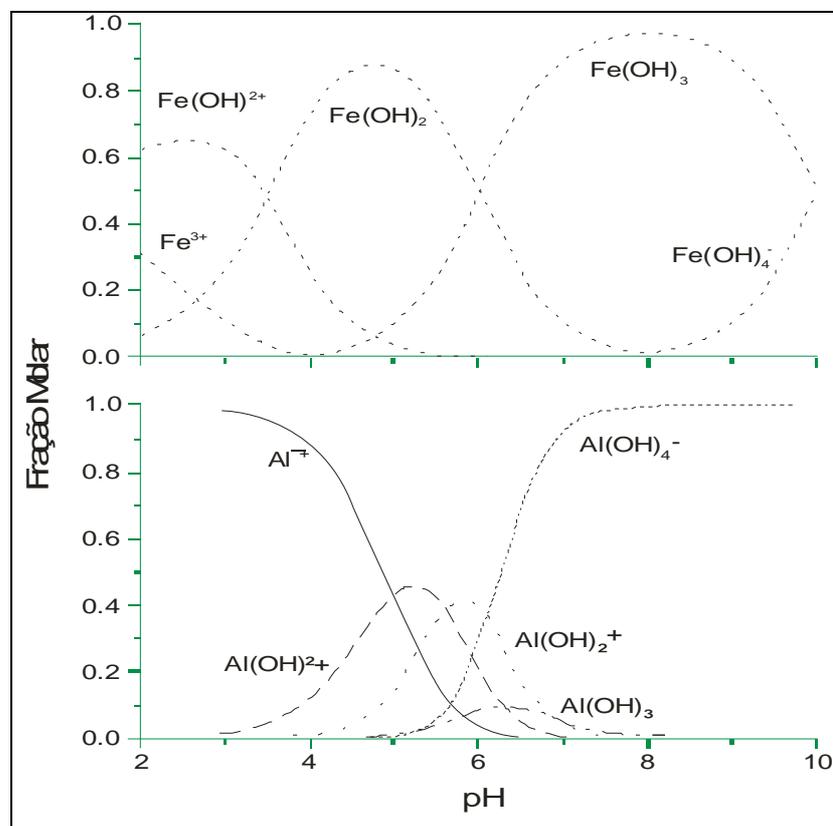


Figura 3.10. Distribuição dos íons de alumínio e ferro em função do pH. (Gregory, 2001).

De acordo com Polasek (2005), em águas naturais, a matéria húmica ocorre, dependendo do pH, como macromoléculas carregadas negativamente, sendo esta carga devida à presença de grupos fenólicos e carboxilas (OH e COOH). Ambos os grupos se dissociam em faixa de pH alcalino, onde o ácido húmico se dissolve rapidamente. Em pH ácido, o ácido húmico não se

dissocia e os grupos são pouco solúveis. Contudo, somente podem ter carga negativa, pois o valor desta diminui com a redução do pH.

Observa-se que as águas superficiais devem ser tratadas com pH ácido, sendo que muitas das impurezas orgânicas encontradas na água têm este caráter. A matéria húmica com baixo peso molecular não pode ser removida da água com tratamento convencional, sendo necessário o uso de processos avançados, como ozonização e adsorção em carvão ativado, de acordo com Gregory (2001). O processo especialmente modificado para boa remoção da matéria orgânica em tratamento de água, conhecido como coagulação ampliada, tem dois mecanismos para remoção das substâncias húmicas por metais hidrolisados como coagulantes:

- Ligação de sítios de espécies aniônicas por produtos poliméricos dos coagulantes metálicos hidrolisados. Deste modo, a carga das partículas é neutralizada, reduzindo a solubilidade e conduzindo, em grandes moléculas, à precipitação dos complexos metal-húmicos, formando partículas que podem ser removidas por sedimentação e filtração conforme **Figura 3.10.**;
- Adsorção de substâncias húmicas no precipitado de hidróxido amorfo e para pH em torno de 5 a 6, em que as substâncias húmicas são carregadas negativamente, conforme **Figura 3.10**, anterior. Os hidróxidos de Al^{3+} e Fe^{3+} , com carga positiva, podem adsorver fortemente e ainda neutralizar alguma carga negativa.

Em muitos casos, não é fácil distinguir estes mecanismos, mas pode acontecer de operarem em conjunto, conforme estudos realizados recentemente na China (Gregory 2003), onde se coagulou, com sulfato de alumínio, com diferentes valores de pH, a água preparada com sedimentos húmicos do lago Xi'na. Foi monitorada a remoção por redução da absorbância em UV (254 nm), após procedimento padrão de coagulação e sedimentação. A mobilidade eletroforética foi determinada após a mistura rápida com o coagulante, sendo convertida para potencial zeta.

Os resultados são apresentados, em duas curvas, com pH após a coagulação igual a 5, na **Figura 3.11**, e pH igual a 7, na **Figura 3.12**, apresentadas a seguir com comportamentos e eficiências distintas, sendo a dosagem de sulfato de alumínio variável em função da quantidade de substâncias húmicas (mgAl / mgCOT).

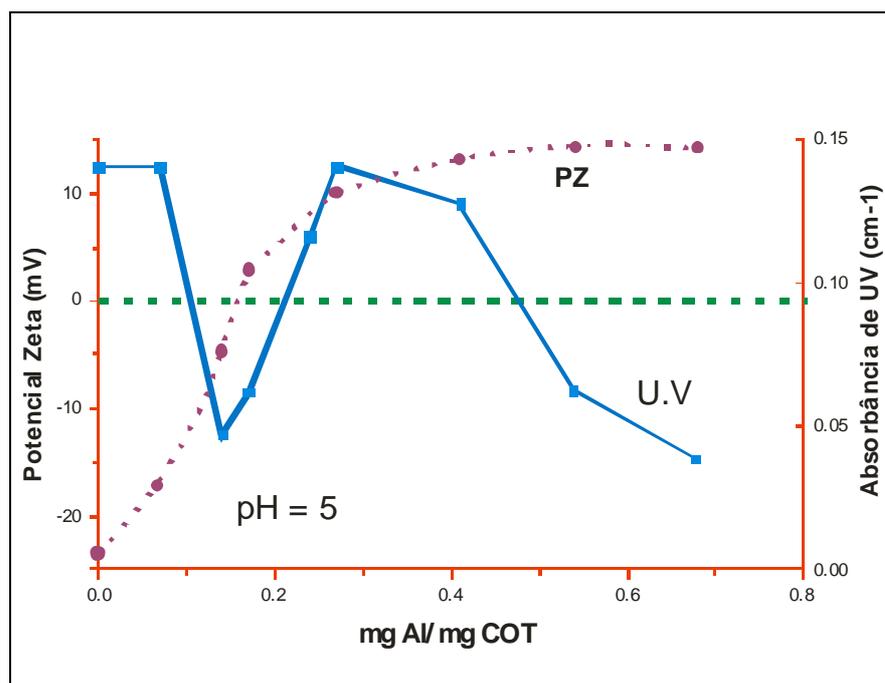


Figura 3.11. Potencial Zeta e Absorvância de UV 254 em pH: 5 (Gregory, 2001)

Na **Figura 3.11**, anterior, verifica-se redução significativa da absorvância de UV para dosagem de coagulante entre 0,1 e 0,2 mg Al/mg COT (TOC em inglês), correspondendo ao ponto onde o potencial zeta reverte a carga (final), com forte evidência para o mecanismo de redução de carga para baixa dosagem de Al, região onde a absorvância é reduzida, mas não relacionada à mudança significativa do potencial zeta, com valor ligeiramente negativo (cerca de -5mV) sendo responsável pela remoção, a adsorção e neutralização no precipitado de hidróxido. Porém com o aumento da dosagem do coagulante, ocorre excesso de íons positivos na solução, com baixa eficiência da redução da matéria orgânica natural. Mas ao incrementar ainda mais a dosagem do coagulante com o tipo de coagulação estendida (enhanced em inglês) que é enfatizada para a remoção da cor, obtem-se ótima redução da matéria orgânica natural com o potencial zeta positivo, no mecanismo da varredura.

Na **Figura 3.12**, a seguir, os resultados são diferentes para o pH 7, em que há apreciável redução de absorvância de UV, para dosagem de coagulante a partir de 0.2 mg Al/mg COT. Com aumento gradual da remoção da matéria orgânica natural, com o incremento da dosagem, e o potencial zeta, apesar de se reduzir, continua negativo em qualquer dosagem. Aqui, a redução da absorvância é devida à adsorção no precipitado formado pelo hidróxido de alumínio, principalmente se as dosagens do coagulante forem muito elevadas.

As substâncias e resíduos dissolvidos e em suspensão responsáveis pela cor e a turbidez reagem de forma diferente à coagulação e, quando associadas em quantidade suficiente, a argila (turbidez), adsorve as moléculas de ácido húmico. Pode-se obter boa remoção de ambas com a coagulação na região em que se combinam os mecanismos de adsorção, neutralização e varredura. Ou ainda, na adsorção e neutralização em precipitados de hidróxidos carregados positivamente, conforme Gregory (2001)

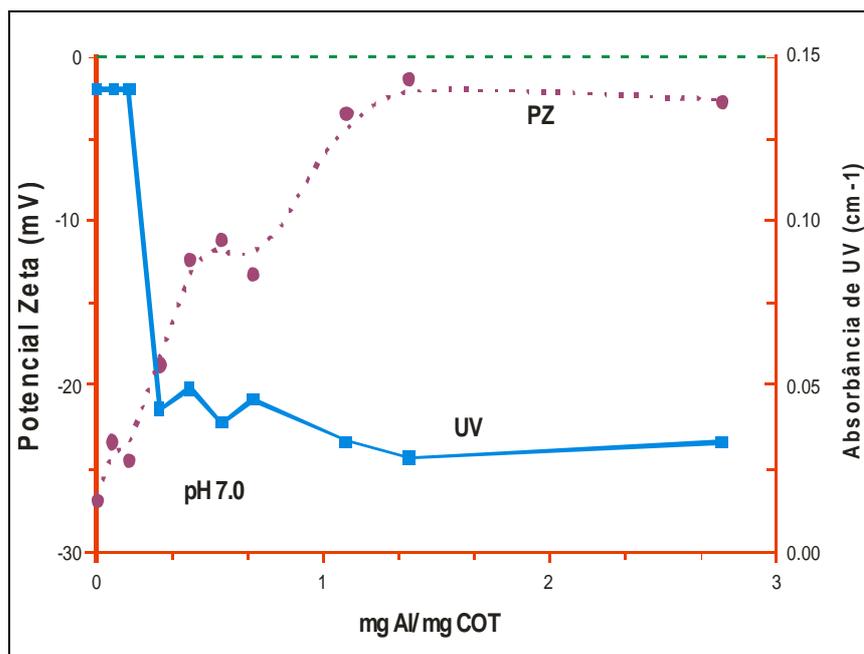


Figura 3.12. Potencial Zeta e Absorvância de UV 254 em pH: 7. (Gregory 2001).

Para Franceschi et alli, (2002) durante a coagulação-floculação de substâncias húmicas e argilas, três mecanismos competem entre si:

- Para a formação do $Al(OH)_3$, a hidrólise do sulfato de alumínio produz redução do pH, no caso de baixa alcalinidade. O precipitado de hidróxido de alumínio tem grande área superficial, que arrasta os colóides da solução na fase de sedimentação (varredura);
- A interação dos produtos da hidrólise com o colóide, em pH baixo (<6,5), em que o mecanismo de ação do sulfato de alumínio ocorre através da adsorção das formas hidrolisadas para neutralização das cargas dos colóides;
- Redução da polimerização do alumínio pela ação dos compostos orgânicos, produzindo redução da eficiência da coagulação. Para Mason apud Franceschi (2002), os compostos orgânicos devem controlar a estrutura dos flocos.

O ácido húmico interage com os colóides argilosos, reduzindo a capacidade de adsorção das espécies hidrolisadas de alumínio.

3.6. Química dos Coagulantes

Os mecanismos da coagulação enfatizam tanto a neutralização de carga, quanto a precipitação por cargas positivas, de espécies do coagulante dissolvidas e aglomeração ou adsorção de colóides na superfície do floco precipitado (varredura). Sob as condições usuais nas estações de tratamento de água, a química do sulfato de alumínio pode ser descrita, pela presença de três espécies: Al^{3+} , Al(OH)^{2+} e Al(OH)_4^- , em equilíbrio com a forma sólida amorfa do Al(OH)_3 . A distribuição destas espécies é em função do pH, conforme as **Figuras 3.13 e 3.14**, a seguir, que apresentam os diferentes produtos de hidrólise, formados de acordo com o pH e a concentração do sulfato de alumínio.

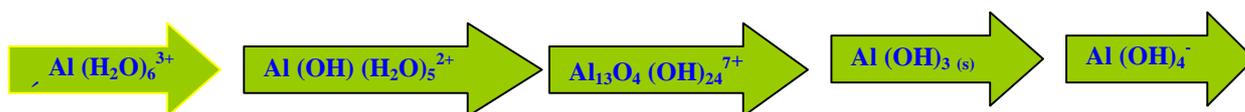


Figura 3.13. Produto de Hidrólise do Íon Alumínio.
(Adaptado de Letterman / WQ&T,1999)

Na **Figura 3.13**, anterior, as reações sequenciais de hidrólise do sulfato de alumínio são reversíveis, com perda de íon hidrogênio. De acordo com Letterman, em *WQ&T/AWWA* (1999), muitas ainda não são totalmente conhecidas. O íon aquoso de alumínio, $\text{Al(H}_2\text{O)}_6^{3+}$ ao perder hidrogênio, pode produzir o $\text{Al(OH)(H}_2\text{O)}_5^{2+}$, espécie mononuclear, ou reverter desta para o íon aquoso. A sequência da reação pode formar a espécie polinuclear do $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$, ou ainda, transformar-se no precipitado $\text{Al(OH)}_3(\text{s})$ e finalmente produzir o íon aluminato Al(OH)_4^- com carga negativa.

A distribuição das diferentes espécies solúveis, em função do pH, pode ser visualizada na **Figura 3.14**, a seguir, onde se observa que, para pH entre 6 e 7, tem a menor a solubilidade para o íon alumínio. A máxima quantidade de coagulante aplicado é convertida para a fase sólida, formando flocos. Para outros valores de pH, o nível de alumínio dissolvido aumenta na água. Para valores inferiores, existem as espécies Al^{3+} e Al(OH)_2^+ , que são mais prevalentes como espécies dissolvidas. O sólido formado que precipita $\text{Al(OH)}_{3(\text{am})}$ tem carga superficial dependente do pH, devido aos grupos hidroxila. Para a matéria orgânica (NOM) e para a inorgânica, a carga

superficial é mais positiva em pH mais baixo, o que implica na adsorção de matéria orgânica (NOM), na superfície do floco, e na sua filtrabilidade.

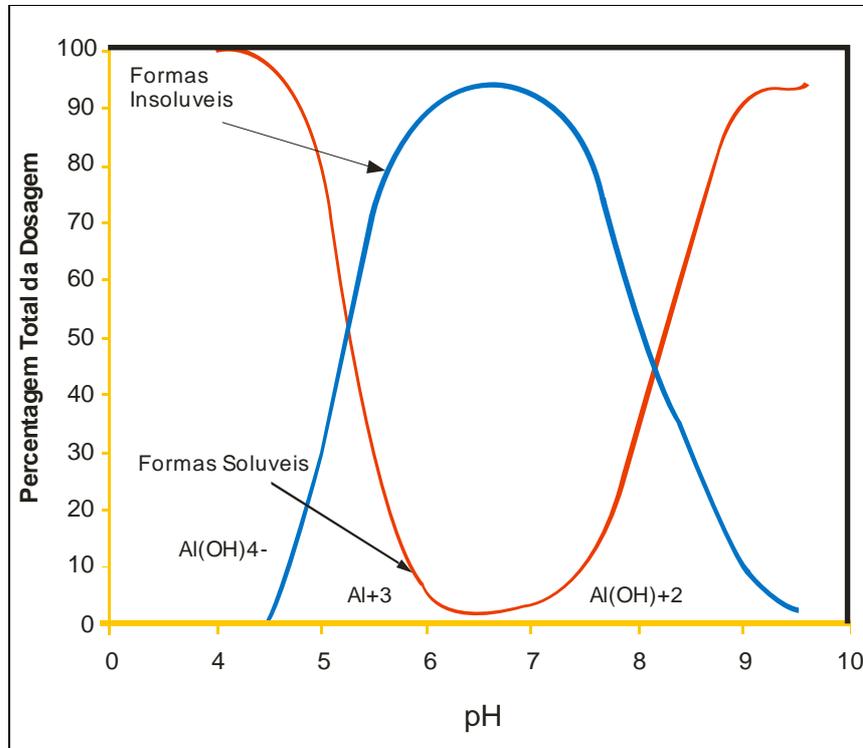


Figura 3.14. Solubilidade do Alumínio em função do pH. (Garcia, 2005).

3.6.1. Sulfato de Alumínio

O sulfato de alumínio tem sido o coagulante químico de uso generalizado no Brasil e no mundo, em forma líquida ou granular. Suas principais vantagens são o preço, a logística de produção e transporte, assim como a ótima eficiência na coagulação da maioria das águas superficiais. A principal desvantagem diz respeito ao residual de alumínio total na água, pois concentrações acima do padrão da portaria 518 do Ministério da Saúde (0,2) podem produzir floculação na rede de distribuição de água e possivelmente causar danos à saúde. Apesar de não existirem estudos conclusivos sobre a associação entre o mal de Alzheimer e o alumínio, deve-se limitar a concentração deste metal na água de consumo humano.

Estudo apresentado por Pavanelli (2001), para a cidade de São Paulo, mostra que, para água com cor aparente de 100 uH , o sulfato de alumínio foi o coagulante de maior custo em comparação ao sulfato férrico, o hidroxiclreto de alumínio e o cloreto férrico. Este último foi o coagulante que apresentou menor custo.

Possivelmente, devido à produção incipiente destes coagulantes de ferro, associada à falta de conhecimento e interesse dos produtores, o uso destes sais tem sido restrito às regiões sul e sudeste do Brasil. Estudos da acidez deste coagulante, feitos por Conceição e Di Bernardo (1997), mostraram que a acidez maior do coagulante é benéfica quando o mecanismo de coagulação é por adsorção e neutralização de cargas, em concordância com o melhor desempenho da coagulação de matéria orgânica natural em pH mais baixo. Já a coagulação no mecanismo da varredura teve melhor desempenho com sulfato de alumínio com menor acidez, ou seja, a varredura ocorre em pH mais elevado.

3.6.2. Coagulantes Pré-hidrolisados

Outro coagulante metálico é o cloreto de polialumínio (PACl) que tem química similar à do sulfato de alumínio, exceto para o fato de que o PACl contém espécies poliméricas altamente carregadas, bem como monômeros. A espécie Al_{13} da fórmula $Al_{13}O_4(OH)_{24}(H_2O)_{12}^{7+}$ (abreviada como Al^{7+}) tem sido mostrada por vários pesquisadores como a espécie dominante. São mais solúveis e têm a solubilidade mínima em pH mais alto que o sulfato de alumínio.

Para diferentes compostos de PACl, o pH da solubilidade mínima aumenta com a basicidade, sendo mais elevado que o do sulfato de alumínio, o que significa que o PACl pode ser usado com valor de pH mais alto, sem que resulte em nível mais elevado de Al^{3+} dissolvido. Estes coagulantes são disponíveis comercialmente, com basicidade variando entre 15 e 85%. A basicidade afeta o consumo da alcalinidade e a quantidade de espécies poliméricas presentes. Em geral, quanto maior a basicidade, maior a fração de Al^{7+} . De acordo com Letterman em (WQ&T/AWWA -1999):

$$\text{Basicidade} = (r/3) \times 100\% \quad (3.3)$$

$$r = (OH^-) / [Al_T] \quad (3.4)$$

Por exemplo, para $r = 2,1$ tem-se Basicidade = 70 %

Sais de metais pré-hidrolisados são preparados pela reação do alumínio e do ferro com vários sais (cloreto, sulfato etc.), em condições controladas da água e dos hidróxidos. Dentre as vantagens desta pré-hidrolise incluem-se:

- Baixas dosagens podem ser usadas na coagulação, principalmente quando a matéria orgânica natural não determina a dosagem de coagulação.
- Flocos tendem a ser fortes e densos, mas nem sempre excluem a necessidade de aplicação do auxiliar de floculação.

A performance deste coagulante é menos dependente da temperatura, em comparação com o Al(III) e o Fe(III). Os coagulantes pré-hidrolisados conhecidos como PACl têm a seguinte fórmula genérica:



Apesar de muitas fórmulas não conterem o sulfato, a presença destes íons ajuda a estabilizar o polímero e minimiza a possibilidade de precipitação, que é grande para os compostos de alta basicidade.

3.6.3. Fatores que Afetam a Coagulação

Os diversos tipos da água bruta apresentam vários parâmetros de qualidade que afetam o desempenho da coagulação, incluindo-se: a quantidade de material particulado, a quantidade e a natureza da matéria orgânica natural (NOM), a quantidade de produtos químicos usados no tratamento, bem como as propriedades físicas da água.

- pH e Alcalinidade

A alcalinidade refere-se à capacidade da água de neutralizar ácidos, sendo o indicador geral da capacidade de amortização ou tamponamento da água. É correlacionada ao pH, pois água com alcalinidade alta apresenta alto pH. Coagulantes metálicos são ácidos e a adição destes na água consome alcalinidade. Nas águas com baixa alcalinidade, a redução desta e do pH poderá ser para valores tão baixos que venham a interferir no bom desempenho da coagulação, sendo necessária a adição de alcalinidade.

Em contraposição, águas com alta alcalinidade (tamponamento elevado) consomem maior quantidade de coagulante, sendo mais indicada a aplicação de ácido (sulfúrico ou clorídrico) para reduzir a alcalinidade em excesso. O sulfato de alumínio e os sais de ferro são mais ácidos que os coagulantes pré-hidrolisados (PACl), portanto, tem maior consumo de alcalinidade, sendo que nestes, o consumo é correlacionado à basicidade.

O pH no qual a coagulação ocorre é o parâmetro mais importante para a adequada coagulação, que afeta:

- Carga superficial dos colóides
- Carga dos grupos funcionais da matéria orgânica natural (NOM)
- Carga das espécies do coagulante
- Carga superficial dos flocos
- Solubilidade do coagulante

Para coagulantes do íon alumínio, o melhor desempenho ocorre geralmente próximo ao pH de mínima solubilidade do coagulante, o qual controla o residual de alumínio e maximiza a presença de partículas floculentas para adsorção da matéria orgânica natural. O efeito do pH na solubilidade do íon alumínio foi mostrado na **Figura 3.14**, apresentada anteriormente.

- Matéria Orgânica Natural (NOM)

A matéria orgânica natural é composta por colóides hidrofílicos, ácidos de baixo peso molecular, aminoácidos, proteínas e polissacarídeos, ácidos húmicos e fúlvicos.

Os ácidos húmicos têm alto peso molecular e podem ter características e propriedades de macromoléculas (colóides), ao passo que os outros constituintes da matéria orgânica natural são considerados como substâncias dissolvidas. Na literatura, a matéria orgânica natural (NOM) tem sido expressa como Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Orgânico Dissolvido (COD) (DOC em inglês), absorção em UV₂₅₄, absorbância específica de U.V (SUVA) e ainda como DQO, de acordo com estudo de Vaerzi *et alli* (2005)

Suficiente quantidade de coagulante deve ser adicionada para satisfazer a demanda exercida pela matéria orgânica natural da água, com carga contrária à da água bruta, para que ocorra um tratamento efetivo. A absorbância específica de U.V. (SUVA) é usada para prever a quantidade de matéria orgânica natural, controlar a dosagem do coagulante e prever o grau de remoção.

Em muitas águas com turbidez e cor presente, o parâmetro de controle mais importante para determinar a remoção destas partículas é a matéria orgânica natural, que produz maior eficiência em comparação à turbidez ou a outros parâmetros, pois a interação entre o coagulante metálico e a NOM determina a dosagem. Assim, a partícula é afetada por parâmetros como pH, dureza e temperatura.

Contudo, a elevação do pH faz com que os grupos carboxilas da matéria orgânica natural sejam ionizados e percam prótons (desprotonação), produzindo ainda decréscimo da carga positiva do coagulante metálico. Portanto, dosagem elevada de coagulante será exercida em pH elevado. Conseqüentemente, recomenda-se a coagulação da NOM em pH baixo. Os coagulantes metálicos têm eficiência distinta na remoção da matéria orgânica natural, com a seguinte ordem, segundo MWH (2005): sais férricos - sulfato de alumínio – cloreto de polialumínio.

- Turbidez

Para águas brutas com valores baixos de carbono orgânico total (COT), a turbidez é o parâmetro de controle da coagulação. Suficiente quantidade de coagulante deve ser adicionada para desestabilizar as partículas coloidais presentes, sendo que as dosagens são maiores em relação ao aumento da turbidez. Não existe relação linear, pois são distintos os mecanismos da coagulação, em função da tecnologia de tratamento de água escolhida.

A seguir, apresenta-se a **Tabela 3.2**, com orientações de acordo com MWH (2005), acerca da aplicação de coagulantes em função dos fatores que afetam a coagulação.

Tabela 3.2.. Guia para Aplicação de Coagulantes

Parâmetros	Coagulante com Al (III)	Coagulante com Fe (III)	Coagulante com PACl
Turbidez	Água com baixa turbidez, requer coagulação na varredura.	Água com baixa turbidez, requer coagulação na varredura.	Água com baixa turbidez, requer coagulação na varredura e para águas frias é conveniente PACl com média basicidade (40 a 50%)
Alcalinidade	Alta alcalinidade torna o ajuste da dosagem ótima mais difícil e para alcalinidade insuficiente (1 Al requer 0,45 de alc.) deve-se suplementar.	Alta alcalinidade torna o ajuste da dosagem ótima mais difícil, porém o impacto para Fe(III) é menor que para Al(III).	
pH	A faixa do pH ótima varia de 5,5 a 7,7; mas existe flutuação, com valor ótimo próximo a 6 no verão e a 7 no inverno. Alto valor de pH na água bruta corresponde a crescimento de algas, que afeta a dosagem.	A faixa do pH ótima varia de 5 a 8,5 ou mais e flocos formados em águas frias são mais fracos.	O pH para os coagulantes pré hidrolisados, é menos crítico e a faixa varia de 4,5 a 9,5.
Matéria orgânica natural (NOM)	A redução de NOM normalmente controla a dosagem do coagulante, que tende a aumentar com a redução do pH com eficiência de cerca de 70%.	A remoção de NOM normalmente controla a dosagem do coagulante, que tende a aumentar com a redução do pH com eficiência superior a 80%.	A remoção de NOM normalmente controla a dosagem do coagulante, que tende a aumentar com a redução do pH com eficiência de cerca de 70% e PACl com baixa basicidade (20 a 30%) para águas com cor elevada.
Temperatura	Afeta a solubilidade dos produtos, flocos formados são fracos.	Flocos formados são fracos.	
Intensidade de mistura	Reações de hidrólise são muito rápidas, com tempo de 1 seg. e preferencialmente menor que 0,5 segundos.	Reações de hidrólise são muito rápidas, com tempo de 1 segundo e ideal e menor que 0,5 segundos.	Por ser pré hidrolisado o tempo da mistura rápida, não é fator crítico para o PACl.

Fonte MWH (2005)

- Temperatura

A baixa temperatura afeta a coagulação e a floculação, pois afeta a solubilidade do coagulante (sulfato de alumínio), aumenta a viscosidade da água e retarda a cinética das reações de hidrólise e da floculação das partículas. Compensa-se a baixa temperatura com maior dosagem do coagulante, adição de auxiliar de floculação ou de filtração, maior tempo de floculação, sedimentação ou flotação e menor velocidade ou menor carreira de filtração. Outra alternativa é a troca do coagulante por sais de ferro ou coagulantes pré-hidrolisados, pois são mais eficientes em baixa temperatura.

3.6.4. Polímeros Sintéticos Usados em Tratamento de Água

Inicialmente, o único auxiliar de floculação conhecido era a sílica ativada, de acordo com Arboleda (2003), introduzida e aperfeiçoada por Baylis (1937), que por muitos anos, foi aplicado na ETA de Chicago e outras estações de tratamento de água. A dificuldade de sua ativação, quer seja com sulfato de alumínio ou com cloro, como propôs Whitlock em 1954, facilitou o uso dos polieletrólitos (que surgiram na América do Norte com listas para uso), introduzidos no mercado pouco depois da segunda guerra mundial e que rapidamente substituíram a sílica ativada e que ganharam rapidamente o beneplácito dos engenheiros sanitaristas.

De acordo com Arboleda (2003), os primeiros trabalhos sobre a aplicação de polieletrólitos na coagulação de argilas foram feitos no principio da década de cinquenta, como o de Ruehrwein (1952) e Michaels(1954). Outros autores publicaram trabalhos similares sobre este tema, tais como, Hudson (1954), Conway (1955), Cohen (1958) e Black (1959).

Ainda segundo Arboleda (2003), em 1957, a AWWA solicitou ao Serviço de Saúde Pública dos Estados Unidos (USPHS), que examinasse o aspecto sanitário dos “novos ajudantes sintéticos de coagulação”. Foi assim que se formou o “Comitê para a Segurança dos Polieletrólitos” cuja primeira reunião foi no Centro Robert B. Taft de Engenharia Sanitária, em 1957, e que vem, desde então, examinando a cada ano os produtos que entram no mercado e emitindo listas periódicas daqueles que são aprovados para uso em águas potáveis.

Uma grande variedade de polímeros sintéticos ou polieletrólitos está disponível para uso em tratamento de águas como coagulantes ou auxiliares de coagulação ou floculação, mas a presença de monômeros que não reagem causa incerteza e preocupação devido ao risco de contaminação. Por exemplo, polímeros com base na acrilamida e epicloroedrin podem ser usados em tratamento de água, conseqüentemente, é possível a presença de monômeros destes compostos, que não reagem.

Para controlar este tipo de contaminação, alguns países estabeleceram a máxima dosagem de poliacrilamida usada como coagulante em água (entre 0,25 - 1), e especificaram o conteúdo máximo de acrilamida na poliacrilamida (variando de 0,025 a 0,1%). Um padrão de 0,1% do monômero para a máxima dosagem de poliacrilamida de 0,5 , pode corresponder à concentração máxima teórica de acrilamida na água de 0,5 g/L. Em decorrência do risco de certos contaminantes, a Suíça e o Japão não permitem o uso de polieletrólitos, inclusive poliacrilamida, em tratamento de água de consumo humano. Outros países, como Inglaterra, Alemanha e Estados Unidos, estabelecem limites no nível de contaminantes e a dosagem aplicada ocorre como descrita acima, sendo monitorada e comprovada a observância desta norma. Um grupo de consultores da WHO (2003) examinou os efeitos na saúde relacionados ao uso de polieletrólitos em tratamento de água e recomendou que:

- Polieletrólitos devem ser usados somente depois de cuidadosa avaliação do potencial tóxico do produto específico;
- Países que desejam usar polieletrólitos devem estabelecer comitê nacional para avaliar os riscos associados à saúde dos consumidores;
- Limites devem ser especificados, tanto para a máxima dosagem de polieletrólito aplicada, quanto para o conteúdo tóxico do monômero.

3.6.5. Auxiliares de Coagulação

Auxiliares de coagulação são materiais tipicamente insolúveis que são adicionados para aperfeiçoar o processo de coagulação. Argilas (bentonita, caulinita), silicato de sódio, precipitado puro de carbonato de cálcio, diatomita, carvão ativado em pó (adsorvente), e areia fina são todos usados com auxiliares de coagulação. Estes materiais são adicionados às águas com baixa concentração de partículas para formar núcleos no desenvolvimento de flocos maiores. Estes auxiliares são usados em conjunto com o coagulante inorgânico, polieletrólitos ou ambos. Devido à densidade destas partículas ser maior que a da maioria dos flocos, têm velocidade de sedimentação elevada.

3.6.6. Auxiliares de Flocculação

Polímeros têm sido usados em tratamento de água desde o início da década de 50, principalmente na coagulação e flocculação. Os polímeros não iônicos e os aniônicos são usados como auxiliares de flocculação em conjunto com o coagulante primário, sendo a maior vantagem do uso destes auxiliares o desenvolvimento dos flocos mais resistentes às forças de cisalhamento,

possibilitando floculação com gradientes mais elevados, com formação de flocos mais densos e com maior velocidade de sedimentação.

São adicionados após o coagulante, a desestabilização da partícula e o tempo necessário para a desestabilização, sendo este calculado em função da temperatura da água e do tipo de partícula. Portanto, é variável o intervalo entre a coagulação e a aplicação do auxiliar de floculação. Como regra geral, Wagner e Pinheiro (2003), recomendam que seja de aproximadamente 4 minutos, que corresponde à etapa de floculação. Porém, este tempo deve ser pesquisado através de *jar test*, determinando-se nestes ensaios a resistência, o tamanho e a velocidade de sedimentação dos flocos.

No caso de dosagem inadequada do auxiliar de floculação ou filtração, bolas de lodo podem ser formadas nos filtros. Os polímeros naturais são auxiliares de floculação e cita-se entre estes o alginato de sódio, que é extraído de ervas marinhas, particularmente eficiente em conjunto com sais de ferro e que tem bom desempenho com o alumínio.

3.6.7. Polímeros na Floculação e na Filtração

De acordo com Ravina (1993), devido ao grande número de fornecedores e a pouca informação dos fabricantes, na escolha do polímero mais efetivo e com menor custo deverão ser verificadas as seguintes características:

- Tipo (aniônico, não iônico e catiônico)
- Peso molecular
- Densidade de carga
- Aprovação por órgão federal para uso em água de consumo humano
- Conhecimento do componente básico do polímero ou do copolímero
- Grau de polimerização

Os polímeros são usados como auxiliares na floculação e na filtração. O polímero aniônico ou não iônico é usado após o coagulante inorgânico, podendo ser do tipo pré-hidrolizado (PACl), ou não, e associar-se com coagulante orgânico ou polímero catiônico. Os flocos formados com o uso conjunto de coagulante metálico e auxiliar de floculação aniônico têm menor quantidade de água e, conseqüentemente, maior densidade.

Na floculação, a seleção dos polímeros é realizada em função da concentração e da remoção do material particulado no decantador, bem como em relação ao custo de produção da água tratada, no que diz respeito ao uso conjunto do coagulante e do auxiliar de floculação para

formação, em menor tempo, de floco mais resistente às forças de cisalhamento. Permite o desenvolvimento de floco compacto, com densidade e velocidade de sedimentação elevadas.

Na filtração, a função do polímero é como auxiliar de filtração, com produção de agregado, com tamanho suficiente para ser retido nos poros e resistente às forças de cisalhamento. Estas, por sua vez, aumentam com o desenvolvimento da agregação dos flocos aos grãos e a maior velocidade intersticial, removendo o material retido para camadas inferiores do material filtrante na filtração descendente e para camadas superiores na filtração ascendente.

A colisão interpartículas produz agitação e crescimento dos flocos, principalmente na floculação, possibilitando ampliar: a remoção na sedimentação e a carreira de filtração. Quando adicionado à água da lavagem (final), reduz o tempo de maturação do filtro, ou seja, o transpasse no início da filtração, devido à maior velocidade de filtração (disparada do filtro). O uso do polímero catiônico como coagulante na filtração direta poderá dispensar o uso de auxiliar de filtração.

A adição de polímeros na filtração torna mais efetiva a remoção de partículas, devido a ser a agregação (captura) das partículas pelos coletores (grãos do meio filtrante) independente do tamanho destas, porém função das características químicas da interface sólido-solução de colóides e coletores, de acordo com Elimelech e O'Melia (1990). Portanto, a redução de partículas é condicionada pela velocidade de filtração, dosagem do polímero e dimensão dos grãos. A saturação formada pelo depósito de particulado e a aplicação do polímero possibilitam o uso de grãos com tamanho efetivo maior e maior velocidade de filtração, ou ainda, menor perda de carga, mas com igual qualidade da água filtrada.

Um benefício adicional pode ser a redução do consumo de água de lavagem e também da quantidade de lodo, mas existem desvantagens, a começar pelo risco de uso de monômero tóxico e restabilização com super dosagem, existindo a necessidade de melhora na limpeza dos filtros com uso de lavagem auxiliar, com ar e água, devido à maior retenção de impurezas. Nesta situação os polímeros naturais podem apresentar melhor relação custo-benefício.

3.6.8. Polímeros Naturais Usados no Tratamento de Água

De acordo com Kirchmer, Arboleda e Castro (1975), os polímeros naturais mais usados são os amidos e, no Brasil, de acordo com Di Bernardo (2005), em primeiro lugar os amidos de batata, e depois os amidos de mandioca e de milho.

Para Salesa Silva (1999), os taninos podem ser usados como auxiliares de coagulação e floculação, bem como coagulantes, como a moringa oleífera Lam, de acordo com Borba (2001),

apesar de que de acordo com este autor a dosagem deste polímero como coagulante é muito elevada, com baixa eficiência em relação ao coagulante metálico.

A quitosana, que é extraída da carapaça de frutos do mar (camarão e lagostas) é outro polímero orgânico natural, usado como auxiliar de floculação (Pawlowski; Rodrigues, 2003). O tanino extraído da acácia negra, de acordo com Silva Salesa (1999), tem sido usado em muitas estações de tratamento de água e esgoto, com nomes comerciais como Tanac e Tanfloc. O extrato de cactos, de acordo com Diouri (2004), e da babosa, conforme Hespanhol (1982), foram usados em aplicações restritas.

Todos os auxiliares de floculação são usados em conjunto com coagulante metálico. A moringa oleífera Lam (estudada na década de 80 na Alemanha e na Inglaterra), de acordo com Borba (2001), tem sido usada como coagulante e auxiliar, com aplicação em países da África, mas os estudos iniciais foram feitos na Alemanha e Inglaterra. Os polímeros sintéticos aniônicos e não iônicos também são usados como auxiliares de floculação, filtração e no condicionamento do lodo. Dentre os diversos polímeros naturais usados como auxiliares de floculação, verifica-se também o emprego de algumas plantas, tais como: o quiabo (*Abelmoschus esculentus*), usado na forma da mucilagem extraída da vagem (baba de quiabo) ou na forma de solução feita a partir do pó seco da vagem pulverizada, a mutamba ou “chico magro” (*Guazuma ulmifolia*), usada também na forma de solução da casca, do caule e do fruto, além do cacau (*Theobroma cacao*), usado na forma e solução do pó da casca.

Todos estes produtos são usados como auxiliares de floculação (floculantes), com exceção do tanino e da moringa oleífera Lam, também usada como coagulante primário ou secundário. O mecanismo de coagulação deste composto orgânico é semelhante ao dos polieletrólitos enquanto coagulantes, com diferença no peso molecular, que, nestes, é maior que nos produtos naturais, pois têm maiores cadeias carbônicas, dotadas de sítios com pontos positivos ou negativos, podendo, na presença da água, se transformarem em coagulantes catiônicos ou aniônicos, dependendo do saldo das cargas elétricas, se positivo ou negativo.

O polímero natural tem menor custo, sendo que muitos destes produtos naturais fazem parte da alimentação humana em vários continentes, portanto não apresentam risco de danos a saúde humana a longo prazo, conforme existe suspeita com relação aos monômeros de acrilamida. Os polímeros sintéticos podem ser contaminados no processo de produção, ou ainda gerar subprodutos (monômeros) de risco à saúde dos consumidores. O quiabo, como polímero natural, tem bom desempenho e também mais possibilidade de utilização, devido à forma de comercialização deste vegetal, em que o consumidor rejeita o fruto maduro, utilizável no

tratamento de águas. Quando moído, do pó se faz a solução, que é dosada em conjunto com os coagulantes metálicos de alumínio e ferro, melhorando a eficiência da floculação e das etapas posteriores, como sedimentação ou flotação, filtração e desinfecção.

Os polímeros naturais usados em conjunto com o sulfato de alumínio podem reduzir a dosagem deste coagulante metálico, com mesma eficiência de remoção de particulados e matéria orgânica natural, possibilitando menores concentrações de alumínio residual na água tratada. Conseqüentemente minimiza a possibilidade de danos neurológicos que estes íons possam provocar, pois que, as pesquisas de efeitos adversos do alumínio de acordo com Letterman (WQ&T/AWWA –1999) não são conclusivas e atualmente o padrão de potabilidade do Ministério da Saúde limita em 0,2 mg/L a concentração de alumínio residual, que para muitos sistemas de tratamento de água é difícil de atender, devido principalmente as vazões acima da capacidade nominal das estações de tratamento de água.

Pesquisa de remoção de microrganismos nas etapas de clarificação, ou seja, coagulação, floculação e sedimentação, realizada por Le Chevalier e Keung Au (2004), mostrou que, em diversos países, a remoção de vírus variou entre 27 e 74 %. Para os coliformes totais, foi de 32 a 87 % nas etapas de clarificação. A baixa eficiência pode ser decorrente da sobrecarga das unidades de clarificação, ou ainda, da escolha e/ou dosagem inadequada do coagulante, da floculação deficiente e ausência de dispositivos eficientes no tanque de sedimentação. Por outro lado a boa eficiência da clarificação evidencia o arraste de microrganismos em conjunto com os flocos nos tanques de sedimentação ou flotação, ou ainda instalações adequadas as vazões, bem como na melhoria da filtração e até da lavagem dos filtros, tornando mais seguros e eficientes os processos de filtração e desinfecção.

Tabela 3.3. Relação de Polímeros Naturais

Polímero Natural	Origem	Partes de onde é obtido
Alginato de sódio ou algina ¹	Sargaços ou algas pardas (Classe Phaeophyceae)	Todo o vegetal
Goma Caraia ou estercúlia ¹	Árvore de origem indiana (Sterculia Linné)	Exsudato gomoso dessecado
Goma de Tuna ² (cactus)	Cactus de Tuna ou Nopal (Opuntia fícus indica)	Folhas ou vagem
Amidos solúveis em água fria ³	Milho, arroz, batata, trigo e mandioca	Grão ou tubérculo
Goma de semente de nirmali ¹	Árvore do Nirmali (Strychnos potatorum)	Sementes
Polpa de Algaroba ¹	Árvore da Algaroba (Prosopis juliflora)	Casca da árvore
Moringa Oleifera ⁴	Árvore de Moringa (Moringa oleifera lam)	Semente
Gelatina comum ¹	Animais	Ossos, couro e resíduos
Goma de Guar ¹	Árvore de Guar (Cyamopsis tetragonoloba)	Sementes
Carboximetil celulose (CMC) ¹	Árvores	Casca da árvore
Goma de Vinagreira, roselle ou “red sorrel” ¹	Vinagreira ou quiabo roxo (Hibiscus sabdariffa)	Semente
Sílica ativada ¹	Silicato de sódio	Ativação com ácido
Flocotan ¹	Braúna, Baraúna ou Quebracho (Schinopsis Lorentzii)	Casca da árvore
Lentilha ¹	Lentilha (Lens esculentus)	Semente
Tamarindo ¹	Tamarineiro	Semente
Fenogarco ou alhova ¹	Árvore (Trigonella foenum)	Semente
Taninos (Tanac) Mimosa ⁵	Acácia Negra (Acacia Mearnsii)	Casca da árvore
Quitosana /Quitina ⁶	Quitosana é extraída da quitina por desacetilação com NaOH	Quitina, constituinte das carapaças (exosqueleto) dos artrópodes e crustáceos
Babosa ou Aloés ⁷	Aloés Vera ou Barbandesis	Folha
Cacau ⁸	Cacaueiro (Theobroma cacao)	Polpa
Mutamba ⁸	Árvore (Guazuma ulmifolia)	Semente e casca
Quiabo ⁸	Quiabeiro (Abelmoschus ou hibiscus esculentus)	Frutos maduros

1. Kirchmer, Arboleda e Castro (1975); 2. Diouri (2004); 3. DiBernardo (2005); 4. Borba (2003); 5 Silva Salesa (1999); 6. Pawluwski (2003); 7. Hespanhol (1982); 8. Santos, Souza e Abreu Lima (1995).

A relação dos polímeros naturais apresentados anteriormente na **Tabela 3.3.** foi elaborada de acordo com dados apresentados por Kirchmer, Arboleda e Castro (1975), Borba (2001), Silva Salesa (1999), Pawlowski e Rodrigues (2003), Di Bernardo (2005) e Hespanhol (1982).

3.6.9. Quiabo

Hortaliça anual, largamente cultivada nos trópicos e sub-trópicos, sendo os frutos imaturos consumidos como salada, refogado, cozido ou assado. As sementes maduras são ricas em óleo e proteína. Parte utilizada: folhas e frutos.

Nome científico: *Abelmoschus esculentus* (L.) Moench.

Família: *Malvaceae*

Sinônimos botânicos: *Hibiscus esculentus* (L) *Hibiscus longifolius* Roxb

Nomes populares: *abelmosco*, *bâmia*, *benda*, *bendé*, *bend ó*, *calalu*, *gobo*, *gombô*, *quingombô*, *kingombó*, *quiabeiro*, *quiabeiro-chifre-de-veado*, *quiabeiro-comum*, *quimbombô*, *quingobó e quingombó*, *okra*, *gumbo* e *lady finger* (inglês), *gombo* (francês), *okra* (alemão e italiano), *quimbombó* e *quingombó* (espanhol), *bendi*, *bhindi*, *ockro*, *okra*, *vendai* (hindú), *huang-shu-k'uei* (chinês).

Componentes químicos: vitamina A, vitamina B2 e B6, cálcio, alanina, alfa-tocoferol, arginina, ácido ascórbico (vitamina C), ácido aspártico, glicosídeos, ácido glutâmico, gossipetina, gossipol, histidina, isoleucina, leucina, ácido linolênico, ácido mirístico, ácido oléico, ácido palmítico, ácido pantotênico, pectina, quercetina, riboflavina, amido, ácido esteárico, enxofre.

Existem incertezas quanto à origem do *Abelmoschus*. Poderia ser a Índia, pois uma de suas espécies, o *Abelmoschus tuberculatus*, é originária de *Uttar Pradesh*. No entanto, não existe nenhum nome em sânscrito e os primeiros botânicos da Índia não fazem menção a essa hortaliça. O *Abelmoschus esculentum* é, sem dúvida, originário da Etiópia, sendo na atualidade muito cultivado no Sudão, Nigéria, Egito, Mali e Burkina Faso.

De acordo com Siemonsma (1982), *apud* Camciuc *et alli* (1997), o quiabo é conhecido desde 1216 a.C. Seus frutos são usados como legumes, tendo sua cultura se espalhado pelos países tropicais dos diversos continentes. Os principais produtores são a Índia, os EUA e o Egito, com algumas milhões de toneladas.

A mucilagem está presente nas raízes e nos frutos, que, quando imaturos, são consumidos como legumes. Os frutos maduros contêm cerca de 50 a 90 sementes, com óleo que pode ser usado após o refino. De acordo com Tomoda *et alli* (1985), *apud* Camciuc, Vilarem e Gasec

(1997), “as propriedades coloidais do pó das sementes, permitem a retenção de impurezas, com substituição do sulfato de alumínio na purificação de águas”.

A planta é arbustiva anual, com caule ereto esverdeado ou avermelhado, e atinge de 1 a 1,7 metros de altura. É uma hortaliça de clima quente e por isso é uma das cultivares mais bem adaptadas ao clima tropical brasileiro. Temperaturas baixas causam danos aos frutos e impedem seu pleno crescimento. A parte utilizada na culinária é o seu fruto, uma cápsula cheia de sementes brancas e redondas, de consistência viscosa.

Alguns cultivares podem passar de três metros. As folhas, lobadas e peludas, têm entre 20 e 30 cm de comprimento. As flores são magníficas, de cor amarela, com um coração vermelho, ou de cor rosa. O fruto é uma cápsula cuja cor pode ser verde, violeta, vermelho ou branco, em função dos cultivares, assim como pode ser cilíndrico ou com arestas.

Nos EUA, ele é o símbolo da cozinha dos estados do sul do país. Ainda é um prato nacional em numerosos países africanos e orientais, mas não consta entre as hortaliças de maior importância econômica do Brasil, apesar de grande popularidade, pois está sempre presente em todos os mercados e feiras do país. Nas regiões quentes, pode ser plantado o ano inteiro.

Foi trazido para o Brasil pelos escravos e o fruto do quiabeiro, *Abelmoschus esculentus*, é um exemplo de uso de alimentos associado às mais bonitas raízes culturais, pois sua presença compõe pratos típicos regionais. Usado como alimento ritual de festas religiosas, a exemplo do Caruru, em que o quiabo cozido com camarão seco, é o prato principal da homenagem da Bahia aos Santos Meninos (São Cosme e São Damião). Ou ainda, através da tradicional culinária mineira, com o frango com quiabo ou o refogado de carne com quiabo, sendo famosa a cozinha do sul dos EUA, onde os pratos principais são à base de gumbo ou quiabo.

O quiabo é dividido em dois grupos, conforme o formato dos frutos, que podem ser cilíndricos ou quinados. Enquanto a parte externa dos frutos cilíndricos é lisa, a dos quinados é composta de cinco saliências. Quanto à coloração, eles podem ser verdes, roxos ou amarelos. São bons para o consumo quando tenros, bem cheios e firmes, e quando sua ponta se quebra com facilidade. Quando a ponta apenas dobrar, é sinal de que o legume já está murcho ou muito fibroso, sendo ainda rejeitado pelo consumidor o fruto deformado ou manchado.

No Brasil, o tipo mais produzido e consumido é o cilíndrico verde e a principal cultivar é o Quiabo Santa Cruz 47. No mesmo grupo, tem destaque o Quiabo Amarelinho. Os dois são destinados ao mercado interno. A preferência do mercado é para os frutos de cor verde intensa e com comprimento menor que 12 cm. Nos últimos anos, está crescendo o plantio do quiabo do tipo americano (quinado verde), destinado ao mercado da América do Norte e Europa.

De acordo com levantamento realizado nas diversas empresas estaduais de assistência técnica (EMATER) em 2005 e no banco de dados do instituto de economia agrícola (IEA) do Governo do Estado de São Paulo, os estados brasileiros que mais produzem quiabo são: São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Sergipe, Bahia e Espírito Santo, com maior produção em São Paulo, com cerca de 34 000 toneladas /ano, seguido pelo Rio de Janeiro, com 23 000 toneladas /ano. Os municípios de Itaguaí e Seropédica contribuem com cerca de 45% da produção, porém a maior produção foi no município de Itaocara. De acordo com o acompanhamento sistemático da produção agrícola (ASPA) da EMATER-Rio, o preço do quiabo na CEASA, em maio de 2006, era de R\$ 25,00, a caixa de 15 kg. No supermercado, a bandeja de 400 g custava R\$ 1,47, enquanto a de quiabo orgânico, R\$ 4,40.

O quiabeiro é sensível a doenças, que em conjunto com a maturação, a forma e a coloração, conduzem a perdas de cerca de 30% na produção brasileira. Nos EUA, estas não passam de 10%. Estes frutos rejeitados, no entanto, são ótimos para a produção do auxiliar de floculação, pois têm menor custo, podendo constituir-se em fonte renda dos agricultores. A **Tabela 3.4**, a seguir, apresenta as características de algumas espécies de quiabo.

Tabela 3.4. Características físicas e químicas de vários cultivares do quiabo

Características	Cultivar Amarelinho	Cultivar Red Velvet	Cultivar Star of David	Cultivar Mammoth Spinless
Físicas				
Diâmetro (mm)	17,94	14,15	33,16	20,75
Comprimento (mm)	125,02	112,07	92,12	103,42
Matéria fresca (g)	20,41	9,42	37,47	19,74
Umidade (%)	91,01	89,77	93,08	87,67
Matéria seca (%)	8,98	8,71	1,022	10,02
Químicas				
Clorofila total (µg)	30,54	32,24	44,14	65,74
Clorofila a (µg)	18,34	17,96	26,22	36,80
Clorofila b (µg)	12,20	14,28	17,94	26,94
Vitamina C (mg/100g)	7,58	8,91	6,03	6,17
Amido (%)	1,23	0,98	1,21	1,16
Açúcar total (%)	1,98	1,91	2,16	2,07
Açúcar redutor (%)	1,86	1,37	1,50	1,81
Açúcar não redutor (%)	0,11	0,53	0,65	0,25
Fibra (%)	1,12	0,87	1,02	0,85

(Silva et alli, 2005).

O cultivo do quiabo é feito usualmente nas pequenas propriedades, ou seja, é um dos produtos típicos da agricultura familiar, com predomínio da comercialização dos frutos do quiabo através das cooperativas e centrais de abastecimento. A produtividade oscila entre 13 a 20 ton/ha. O custo de produção, de acordo com a Emater/DF, é de cerca de R\$ 8300,00/ha, que corresponde ao custo de produção de cerca de R\$ 0,50/kg de quiabo. Portanto, a receita advinda da comercialização de produto rejeitado é importante para o produtor do quiabo.

A mucilagem encontrada no quiabo é classificada como polissacarídica-ácida, associada com proteínas, de acordo com AMAYA-FARFAN *et al.*(2003). Se não removida, pode servir de substrato para o crescimento de microrganismos durante o armazenamento, causando a depreciação do produto. Este mesmo autor, em comunicação pessoal, relata a caracterização química da mucilagem como alimento funcional (semelhantes à fibra solúvel “inulina”). É uma ramnogalacturonana. A caracterização contemplou aminoácidos, proteína, fibra e carboidratos totais. De acordo com este autor, a “mucilagem bruta usada no tratamento de água poderia formar complexos entre os grupos galacturonato e cátions como os ferrosos/férricos, formando uma rede tri-dimensional muito extensa. A rede somente iria se desintegrar mediante ação bacteriana ou fúngica”.

Os açúcares redutores, como a glicose, a galactose e a frutose são fisiologicamente ativos, pelo poder de reduzir outras substâncias. Os açúcares não redutores, como a sacarose, têm maior função de reserva e transporte, sendo que, para serem metabolicamente ativos, há necessidade de hidrólise em unidades simples de açúcares redutores.

É possível que os frutos das cultivares Amarelinho e *Mammoth Spinless*, que apresentaram teores mais elevados de açúcares redutores, estejam em atividade metabólica mais intensa no ponto de colheita comercial, apresentando taxa respiratória e, conseqüentemente, maior síntese de material celular e crescimento.

O inverso é observado para a cultivar *Red Velvet*, que apresentou maior teor de açúcares não redutores. No ponto de maturação da cenoura, a sacarose é o açúcar predominante. Entretanto, em frutos do quiabo no ponto de colheita comercial, houve, em todas as cultivares, maior teor de açúcares redutores.

O uso do quiabo no tratamento de água e esgoto como coadjuvante da coagulação química tem apelo compatível com o ambiente, especialmente quando associado ao uso de material renovável, ao baixo potencial de toxidez e ao potencial de sustentabilidade da agricultura familiar. Nestes tratamentos, usa-se o conjunto formado por coagulante e polímero (auxiliar de floculação ou filtração) para maior eficiência da sedimentação ou flotação e da filtração, principalmente em

situações em que é necessário, para maior remoção de microrganismos patogênicos, e para a redução de possíveis contaminações bacterianas. Os polímeros sintéticos não são biodegradáveis e ainda podem apresentar risco à saúde dos consumidores, além de freqüente colmatação dos filtros, tanto que em Mato Grosso, em diversas cidades, os operadores rejeitam o uso de polímeros sintéticos como auxiliares de floculação, somente aplicando em casos de máxima necessidade ou seja durante período intenso de insolação com elevação de temperatura e de flocos nos decantadores das ETAs.

Existem inúmeras alternativas aos polímeros sintéticos, com uso de substâncias provenientes de fontes naturais, como amidos de milho, araruta e batata, estudados por autores como Di Bernardo (1993), e os cactus do México, estudados por Diouri (2004), que encontrou na mucilagem uma mistura neutra de aproximadamente 55 açúcares de alto peso molecular, compostos basicamente de arabinose, galactose, rhamnose, xilose, ácido galacturônico. Almendarez (2004),apresentou estudo de polímero extraído da *Tuna Opuntia Cochinellifera* (planta nativa) da Nicarágua.

Salesa (1999), usou estudo do tanino extraído da mimosa ou acácia negra e Borba (2001), usou a Moringa oleífera na coagulação de águas de abastecimento, enquanto Yao *et alli* (2005), estudou, na Costa do Marfim, a mucilagem do quiabo na coagulação e floculação de refrigerantes, com aplicação em substituição do coagulante metálico, encontrando boa eficiência, com menor dosagem da mucilagem (ainda assim superior a 15 g/L), em pH alto.

De acordo com Agarwal (2001 e 2003), a composição da mucilagem (obtida das sementes do quiabo), é a de um polissacarídeo aniônico, que é usado como floculante, por ser polímero natural, e virtualmente biodegradável. Não é tóxico, é estável e tende a ser intensivamente usado no tratamento de águas de abastecimento, de esgoto doméstico e de efluentes de curtume.

3.6.10. Filtração Direta

Na filtração direta do tipo em linha, onde é eliminada a floculação, o material filtrante granular tradicional pode ser substituído por membranas. De acordo com Guigui *et alli* (2002), a coagulação química pode ampliar o desempenho das membranas no tratamento de águas, com aumento do permeado de qualidade, mediante controle da remoção da matéria orgânica na etapa de coagulação. Segundo estes autores, a emergente tecnologia de ultrafiltração em membranas tem rapidamente se transformado em alternativa ao tratamento convencional para produção de água de qualidade, com custos apropriados para grandes instalações, principalmente com o uso integrado da coagulação química, pois a adição de coagulante químico antes da Ultra Filtração e da

Membrana Filtrante, com ou sem sedimentação, pode ampliar a remoção de matéria orgânica, com maior eficiência da desinfecção com o cloro e a redução de formação dos subprodutos de desinfecção, devido à reação do cloro com a matéria orgânica natural (NOM) .

3.7. Floculação

É a interação entre as partículas, devido à ação de três mecanismos:

- Movimento Browniano

Interação pericinetica, decorrente da agitação errática das partículas, provocada pelo gradiente térmico na água, pouco desenvolvida nos tratamentos de água usuais, devido ao tamanho dos flocos, que com duração superior a 1 segundo, adquirem dimensão maior que a das partículas coloidais, com acentuada redução do movimento browniano.

- Floculação Ortocinética

Interação ortocinética, onde o gradiente de velocidade induzido pelo escoamento ou pela energia externa, favorece o encontro entre os colóides coagulados, portanto, desestabilizados. É a interação mais importante.

- Sedimentação

Ocorre quando as partículas, ao sedimentar, se aglomeram devido aos choques decorrentes das velocidades de sedimentação distintas. A taxa de encontro inter-partículas foi estudada por von Smoluchowski e adaptada por Camp *apud* Sanks/Amirtharajah (1982), na célebre equação:

$$N_{ij} = 1/6n_i n_j (d_i + d_j)^3 G \quad (3.5)$$

Onde:

N_{ij} = número de encontros por unidade de tempo e volume;

n_i e n_j = número de partículas i e j por unidade de volume;

d_i e d_j = diâmetro das partículas i e j ;

G = gradiente médio de velocidade.

Os encontros entre partículas causam agregação e formação de flocos, aumento do G e do tempo de floculação T , possibilita maior taxa de encontros interpartículas, mas com a agitação intensa, as forças de cisalhamento podem causar a ruptura de flocos. A cinética de encontros pode levar aos desencontros, de acordo com Argman e Kaufman, *apud* Sanks (1982), que sugeriram os coeficientes empíricos K_A de agregação e K_B de ruptura. Esta é a razão da adoção da floculação

escalonada e, principalmente, da dosagem de polímeros como auxiliares de floculação, para reduzir o coeficiente K_B de ruptura dos flocos quando a coagulação é com sulfato de alumínio.

De acordo com Hespanhol (1982), a dosagem do coagulante metálico tem efeito significativo na cinética da floculação de suspensões coloidais e se reflete diretamente nas constantes K_A e K_B .

3.7.1. Floculação Biológica

A floculação biológica era atribuída à presença da *Zooglea Ramigera*, com a formação de uma matriz gelatinosa, sobre a qual outros microrganismos aderiam. Entretanto, essa idéia foi abandonada à medida que foi observada a floculação biológica de uma grande variedade de microrganismos, quando submetidos à aeração. Para Mc Kinney, *apud* Alem Sobrinho (1998), a floculação biológica está relacionada ao nível energético do sistema. As células são consideradas colóides hidrofílicos (carregadas negativamente), o que causa a repulsão entre as mesmas (dispersão).

É o que ocorre quando se tem elevada relação alimento-microrganismo, com taxa elevada de crescimento de microrganismos (crescimento logarítmico) de forma que os mesmos ficam dispersos no líquido sob aeração. Quando a relação alimento-microrganismo se apresenta em níveis em que a taxa de crescimento dos microrganismos é limitada pela disponibilidade de alimento, parte dos microrganismos começa a morrer e os flocos começam a ser formados. Se esses organismos são mantidos em constante agitação no tanque de aeração, eles colidem uns com os outros. O nível de energia de alguns deles não é suficientemente alto para superar as forças de atração entre as células.

Na fase endógena, as bactérias passam a metabolizar predominantemente as reservas de alimento dentro de suas próprias células (protoplasma), com uma conseqüente queda no nível de energia. Conforme o nível de energia cai, a taxa de formação dos flocos cresce rapidamente.

3.7.1.1. Floculação em Lodos Ativados

De acordo com Metcalf e Eddy (Ed. Tchobanoglous et alli - 2003), o processo de lodos ativados foi desenvolvido em 1914 por Arden e Lockett, na Inglaterra, e constitui-se basicamente de um tanque de aeração, onde a água residuária é estabilizada biologicamente por uma massa de microrganismos, que constituem os flocos biológicos insolúveis, que exercem demanda de oxigênio. Estes flocos são resultantes do metabolismo normal de bactérias quando o nível de

energia e a concentração de matéria orgânica se encontram abaixo do padrão necessário para sustentar o crescimento logarítmico.

Além do tanque de aeração, o processo de lodos ativados tem um tanque de sedimentação para remoção dos flocos formados e possibilitar o retorno de parte do lodo sedimentado, mantendo uma relação adequada entre a matéria orgânica afluyente e a massa de microrganismos, o que possibilita acelerar a estabilização da matéria orgânica no tanque de aeração.

Segundo Von Sperling (2002), as reações aeróbias para a estabilização da matéria carbonácea, comportam-se, de uma maneira simplificada, em uma seqüência na qual predominam os seguintes mecanismos: fase de síntese (anabolismo) e fase da respiração endógena (catabolismo). Na primeira etapa, ocorre o predomínio da quantidade de matéria orgânica em relação aos microrganismos, com crescimento destes em forma logarítmica, ao passo que, com a expansão da quantidade dos microrganismos, e em consequência da remoção de grande parte da matéria orgânica na primeira fase, há predominância do segundo mecanismo de oxidação, onde a maior fonte de alimento passa a ser o protoplasma celular, com predomínio da auto-oxidação ou respiração endógena.

Os flocos de lodos ativados são massas formadas por microrganismos, substâncias poliméricas extracelulares, e materiais adsorvente inorgânico e orgânico. A estrutura dos flocos é muito heterogênea e flocos com propriedades e morfologia diferentes podem ocorrer, dependendo da composição do esgoto e das condições do sistema de lodos ativados, sendo que cátions, como o cálcio, formam ligações entre cátions e as substâncias poliméricas extracelulares excretadas pelas bactérias, promovendo a agregação dos flocos.

Contudo, devido à natureza complexa e heterogênea do processo de lodos ativados, deve-se ainda considerar as relações entre os parâmetros como composição dos polímeros extracelulares, propriedades de superfície, estrutura do floco e seus efeitos na floculação. Ghosh *et alli* (1994), ao estudar o tratamento terciário de esgoto doméstico, com ensaios de *jar test* para coagulação, com sulfato de alumínio, floculação, sedimentação e filtração de amostras do efluente do tratamento secundário, observaram a ocorrência de dois mecanismos distintos de coagulação, ou seja, neutralização de carga e varredura, com ótima região do diagrama de coagulação, entre 55 mg/L e 60 mg/L e valor de pH entre 6 e 6,5, sendo a redução de DBO de 73% e de turbidez de 98%, após a filtração.

De acordo com estes autores, os efluentes secundários contêm larga variedade de partículas em suspensão e coloidais, que causam cor e turbidez. A coagulação química e a floculação são as etapas mais importantes para remoção de partículas coloidais, turbidez do esgoto e razoável

quantidade de vírus. Os processos de coagulação química de esgoto são conhecidos por remover constituintes com tamanho entre 0,1 e 10 μm , e os conceitos usados na coagulação química de água de abastecimento público, podem ser aplicados no estudo da dosagem de coagulantes necessários para filtração eficiente de esgotos.

As dosagens usadas para os ensaios de coagulação no mecanismo da varredura foram superiores a 15 mg/L e o pH entre 5,5 e 8,5; enquanto na coagulação, no mecanismo da neutralização, as dosagens foram entre 10 mg/L e 50 mg/L e o pH variou de 3,5 a 5.

3.7.1.2. Granulação em Reator UASB

Os grânulos formados nos reatores UASB podem ser formados por associação metanogênica com uma variedade de substratos e a mistura produzida no manto de lodos pela ação dos gases, e apesar de uma variedade de organismos ser capaz de produzir agregados granulares, a característica do lodo granular formado dependerá, principalmente, das propriedades específicas dos organismos envolvidos no processo de granulação.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

É madeira de vento, tomo da ribanceira
É o mistério profundo, é o queira ou não queira
É o vento ventando, é o fim da ladeira
É a viga, é o vão, festa da cumeeira
É a chuva chovendo, é conversa ribeira
Das águas de março, é o fim da canseira
É o pé, é o chão, é a marcha estradeira
Passarinho na mão, pedra de atiradeira
É uma ave no céu, é uma ave no chão
É um regato, é uma fonte, é um pedaço de pão
É o fundo do poço, é o fim do caminho
No rosto o desgosto, é um pouco sozinho
É um estrepe, é um prego, é uma conta, é um conto
É uma ponta, é um ponto, é um pingo pingando
É um peixe, é um gesto, é uma prata brilhando
É a luz da manhã, é o tijolo chegando
É um passo, é uma ponte, é um sapo, é uma rã
É um belo horizonte, é uma febre terça
São as águas de março fechando o verão
É a promessa de vida no teu coração

Tom Jobim

4.1. Materiais

4.1.1. Coagulantes

Foram usados os seguintes coagulantes metálicos:

- Sulfato de alumínio na forma líquida, conforme aplicado nas estações de tratamento de água de Itapema – SC, e no laboratório da TECMA, com efluente do decantador da ETE do Rio Zôo;
- Sulfato de alumínio na forma granular, usualmente do tipo ferroso, conforme é aplicado nas estações de tratamento de água de Cuiabá e outras cidades de Mato Grosso;
- Cloreto férrico, em forma líquida, conforme comercializado no Brasil. Os testes foram realizados com efluente do decantador da ETE do Rio Zôo, na TECMA.

4.1.2. Polímero Natural do Quiabo como Auxiliar de Flocculação e Filtração

Foram feitos testes com a mucilagem extraída a frio do quiabo imaturo e com o quiabo maduro, triturado e pulverizado após secagem ao sol.

4.1.2.1. Extração da Mucilagem do Quiabo

Em 1995, Abreu Lima, Souza e Santos apresentaram trabalho no Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental da ABES, em Salvador, com aplicação de mucilagem extraída do quiabo, da mutamba e do cacau, onde foi obtido melhor desempenho do produto natural pulverizado após secagem e moagem dos frutos.

Desde o final de 2005 até março de 2006, tentou-se a extração da mucilagem do quiabo em laboratório com extrator contínuo *Soxhlet*, usando-se como solventes o hexano e o éter de

petróleo. A metodologia usada para obtenção de derivados do quiabo foi a mesma empregada para extração de produtos naturais em laboratório e baseia-se no funcionamento de um aparelho de destilação por refluxo, como o extrator *Soxhlet*, apresentado na **Figura 4.1**, a seguir, constituído de: balão de fundo chato acoplado a um forno elétrico, onde é colocado o solvente que faz a extração do óleo; um cartucho extrator poroso em celulose, recipiente no qual é depositado o material moído que contém o óleo e sistema de refrigeração em condensador, que capta os vapores do solvente aquecido e através de fluxo de água corrente, condensa esses vapores, fazendo com que eles, já na forma de líquido, se precipitem dentro do *Soxhlet*, atravessando (lavando) a massa nele contida e extraíndo o óleo, que através de um *by pass*, retorna ao balão. A extração de óleo fixo do quiabo com o método de extração contínua em um extrator Soxhlet, sendo o sólido colocado em um cartucho apropriado de celulose na câmara do extrator.

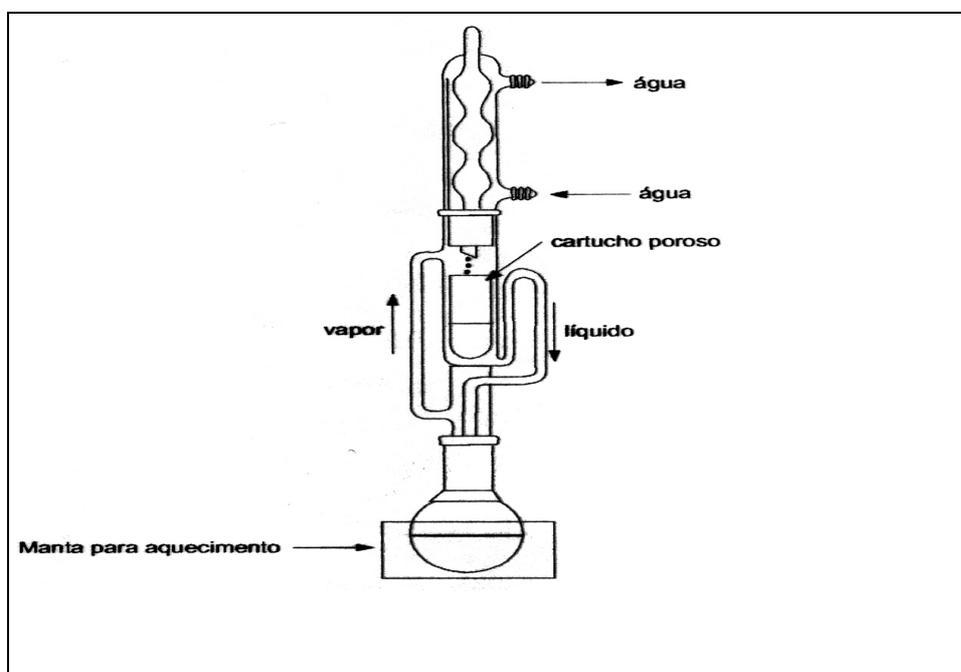


Figura 4.1 Extrator Soxhlet

A continuidade dessa reciclagem vai engrossando o solvente, se transforma em óleo. Na realidade, o solvente dissolve o óleo e o traz para o balão. Ao mesmo tempo, a massa do *Soxhlet* transforma-se em farelo. Após o período de extração (entre 4 a 6 horas), a operação pára e faz-se a desodorização (retirada da fração do solvente), tanto do óleo, quanto do farelo. As desodorizações do óleo e do farelo podem ser feitas através de um rota-vapor, aparelho dotado de um balão aquecido a 60°C em banho-maria, que gira acoplado a um condensador refrigerado à água corrente e condensa os vapores do solvente e os acumula na forma líquida em outro recipiente, separando-o do óleo ou do farelo.

Entretanto, em três tentativas alternadas em locais distintos, a mucilagem ficava retida no cartucho do extrator. Foram usados solventes distintos (éter de petróleo ou hexano), mas o quiabo tem quantidade ínfima de óleo e a mucilagem não pode ser extraída desta forma. Na extração por maceração a frio, com água, a eficiência é baixa, pois muita quantidade fica retida na massa de quiabo. Conseqüentemente, a melhor forma de uso do quiabo é com aplicação do fruto maduro, rejeitado pelo consumidor, e que pode ser dosado (solução) como auxiliar de floculação, após secagem, trituração e pulverização.

Somente no teste com o rio Coxipó foi usado o quiabo fresco, obtido por extração da mucilagem do quiabo imaturo, feita com 100 gramas do fruto imaturo cortado em fatias finas e posto na água em temperatura ambiente. Após 2 horas, completou-se o volume para 1 litro, removendo-se as fatias com peneira fina.

Desta solução, com concentração de 100 g/L, foi feita diluição para concentração da solução mãe de 10 g/L, que nos testes foi diluída para 2 g/L, pois cada 1 mL desta solução com concentração de 2 g/L, tem 2 mg de polímero natural do quiabo, que no jarro com volume de 2 litros, corresponde à dosagem de 1 mg/L, facilitando a realização do *jar test*. O teste e a secagem foram feitos em estufa, com temperatura de 180°, durante duas horas. Os valores obtidos, que dependem do grau de maturação do fruto, coincidem com os dados obtidos na literatura, conforme Silva (2005) com teor médio de umidade de cerca de 90%.



Figura 4.2. Vagem seca do quiabo

A **Figura 4.2.** apresentada anteriormente, mostra o quiabo maduro e seco, sendo que este ficou neste estado após a maturação, sendo em seguida exposto ao sol por três dias, estando pronto para ser triturado e transformado em polímero natural do quiabo em pó, que dependendo da aplicação terá denominação distinta ou seja:

O quiabo em pó, quando aplicado como auxiliar de floculação é denominado por *Quifloc*. O quiabo em pó, quando aplicado como auxiliar de filtração é denominado por *Quifiltro*. A trituração foi realizada em processador, com o quiabo seco triturado sendo apresentado na **Figura 4.3** a seguir.



Figura 4.3 Quiabo triturado

A moagem posterior foi feita em gral de porcelana. Não foram feitos o peneiramento e a separação de material grosseiro, sendo que o único cuidado foi a lavagem do fruto para remoção de resíduos do solo. Sendo um dos objetivos do teste testar a solubilidade do pó do quiabo, observou-se que é elevada, pois foi obtida dissolução de concentração de 50 g/L, com agitação durante 30 minutos.

O produto assim obtido foi aplicado em testes de coagulação/floculação de bancada, no equipamento estático denominado *jar test*, com ensaios realizados em águas naturais tratadas para abastecimento público, que, devido às distintas tecnologias de tratamento da água e esgoto,

direcionou as aplicações nos mecanismos de varredura e adsorção e adsorção/neutralização. Os testes foram realizados nas águas das cidades de Cuiabá (MT) e Itapema (SC), e em esgoto do Rio Zôo. No teste realizado em Cuiabá, foi aplicado também o produto imaturo, disperso em água. A dosagem deste auxiliar foi cerca de nove vezes a do produto seco, evidenciando que a quantidade dosada depende da umidade do produto dosado.

Todos os componentes e derivados do quiabo foram usados na forma de solução padrão do polímero natural do quiabo. Usou-se 5 gramas (g) do quiabo maduro, triturado no processador e moído em gral de porcelana para fazer a dissolução em 500 mililitros (mL) de água da torneira, sem cloro, resultando numa solução padrão com concentração de 10 g/L, que, quando da aplicação no *jar test*, foi diluída para concentração de 2 g/L, pois que com nesta concentração tem-se que cada 1 mL desta solução ($C = 2\text{g/L}$) corresponde à dosagem de 1mg/L no jarro com volume de 2 litros. Quando foi usado o jarro com volume de 1 litro (equipamento de *jar test* na Tecma), a concentração aplicada era de 1 g/L, pois que, para esta solução ($C = 1\text{g/L}$), cada 1 mL corresponde á dosagem de 1 mg / L.

4.2. Métodos

Os ensaios com o coagulante (sulfato de alumínio e cloreto férrico) foram realizados em reatores estáticos, mais conhecidos por *jar test*, com a metodologia exposta no Anexo 1, sendo usados para controle, os parâmetros de remoção dos colóides, cor e turbidez. Nos ensaios com efluente do decantador da ETE do Rio Zôo, nos laboratórios da TECMA, somente foi determinada a turbidez.

Nos testes em Cuiabá (MT), foram determinados o tempo e a velocidade de sedimentação, pois o tratamento usado nas diferentes estações é do tipo convencional ou completo, com unidade de decantação. Ao passo que nas estações de Itapema (SC), a tecnologia de tratamento é por filtração direta, do tipo fluxo ascendente, sendo os testes realizados com coagulação química com solução de sulfato de alumínio e filtração em papel de filtro com gramatura *Whatman* 40. Esta metodologia também foi empregada no laboratório da TECMA, onde foram usados os coagulantes: sulfato de alumínio e cloreto férrico.

Tabela 4.1. Equipamentos Usados nos Ensaios

Equipamento	Local	Modelo e Marca
Turbidímetro	Cuiabá	AP 2000 da Policontrol
Turbidímetro	Itapema	2100 P da Hexis/Hach
Turbidímetro	Tecma	AP 2000 da Policontrol
Foto colorímetro	Cuiabá	Nessler Quanti 2000 da Policontrol
Foto colorímetro	Itapema	Nessler Quanti 2000 da Policontrol
Foto colorímetro	Tecma	Nessler Quanti 2000 da Policontrol
pHmetro	Cuiabá	Q400A, da Quimis
pHmetro	Itapema	250 da Policontrol
pHmetro	Tecma	Q400A, da Quimis
Jar Test	Cuiabá	FlocControl I e II da Policontrol
Jar Test	Itapema	FlocControl da Policontrol
Jar Test	Itapema	Q 400A da Quimis
Jar Test	Tecma	Ética

Os ensaios com o coagulante e o polímero natural do quiabo como auxiliar de floculação foram realizados em equipamentos de *jar test*, sendo a coagulação realizada nos mecanismos da varredura e no mecanismo combinado (adsorção/ neutralização e varredura).. Os testes foram realizados de acordo com a tecnologia de tratamento que é usada nas estações de tratamento de água onde foi executado o ensaio, e em concordância com a técnica usada para reúso no Rio Zôo. A metodologia de *jar test* usada encontra-se no Anexo 1.

Na determinação da cor, da turbidez e do pH, foram usados os equipamentos dos laboratórios de controle operacional das diversas estações de tratamento de água e do laboratório da TECMA, assim como os ensaios foram realizados com o aparelho de *jar test*, existente nestas unidades. De acordo com Figueiredo *et alli* (2005), a redução da turbidez é acompanhada de certa proporcionalidade na redução da DBO.

Todas as determinações dos parâmetros físico-químicos foram realizadas segundo a 19ª edição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. New York, American Water Works Association - AWWA, (1994).*

4.2.1. Aplicação do Polímero Natural do Quiabo em Cuiabá, MT.

Os seis sistemas de tratamento de água desta cidade têm como mananciais os rios Cuiabá (cinco sistemas) e Coxipó (um sistema). As tecnologias de tratamento de água são do tipo completo, sendo que os ensaios em equipamento de *jar test* foram realizados com solução de sulfato de alumínio, com a coagulação no mecanismo da varredura. A concentração da solução do coagulante usada nos testes foi de 2 g/l, a duração da mistura rápida foi de 1 minuto, na máxima rotação do equipamento com gradiente de velocidade de 150 s⁻¹.(máxima do equipamento de *jar test* usado nos ensaios)

A duração da floculação foi de 15 minutos, com gradiente de velocidade de 40 s⁻¹ e a aplicação do polímero natural do quiabo Quifloc foi feita após 4 minutos da dosagem do sulfato de alumínio (coagulação), portanto, na etapa de floculação, sendo de 15 minutos a duração da etapa de sedimentação.

4.2.1.1.Rio Coxipó

- Teste com Polímero Natural do Quiabo Imaturo

No teste com a água do rio Coxipó, que é um dos mananciais de Cuiabá, foi usado o polímero natural extraído do quiabo imaturo. Os testes em reatores estáticos ou seja equipamento de *jar test* (FlocControl II) foram realizados conforme metodologia do anexo 1, ou seja, mistura rápida com a rotação máxima do equipamento (usualmente 150 rpm ou $G = 140s^{-1}$), floculação com duração de 15 minutos e rotação de 40 rpm ($G = 37 s^{-1}$) e sedimentação com tempos distintos para determinar as velocidades de sedimentação, com a retirada de amostras do sobrenadante (7cm de profundidade), no tempos de 2, 4, 6, 8, 10 e 15 minutos, para comparação. A dosagem ótima do coagulante primário $Al_2(SO_4)_3$ na varredura foi estabelecida após uma série de ensaios, com o valor de 15 mg/L, sendo que este coagulante, usado na ETA do Tijucal, aplicado no teste, na ocasião era da marca *Suall*, do tipo técnico com as seguintes características químicas e físicas:

Tabela 4.2 . Características Químicas do $Al_2(SO_4)_3.14H_2O$

Composição	Porcentagem
Teor mínimo em Al_2O_3	14
Teor máximo de Fe_2O_3	2,5
Teor máximo de acidez livre (% em massa como H_2SO_4)	0,5
Teor máximo de alcalinidade livre (% Al_2O_3)	0,4
Teor máximo de insolúveis (% em massa)	6

Tabela 4.3. Características Físicas do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$

Características Físicas	Unidade	
Solubilidade (25° C)	53 %	
Cor	marrom cinza	
Granulometria	malha 2	10 % mínimo
	malha 100	10 % máximo

O equipamento de *jar test* usado nos ensaios foi o FlocControl I, da marca Policontrol com seis cubas de dois litros e rotação de 0 a 150 rpm.

4.2.1.2. Rio Cuiabá

- Teste com Polímero Natural do Quiabo Maduro e Seco (Quifloc)



Figura 4.4. Quiabo em pó

O quiabo maduro e seco e pulverizado conforme a **Figura 4.4.** foi dissolvido em água da torneira, sem cloro para fazer o polímero natural do quiabo, denominado de Quifloc, quando aplicado como auxiliar de floculação e de Quifiltro quando aplicado como auxiliar de filtração, sendo sempre usado em conjunto com coagulante metálico (sulfato de alumínio ou cloreto férrico).

A dosagem ótima do coagulante primário $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ no mecanismo da varredura, foi estabelecida após uma série de ensaios, e o coagulante usado na ETA 2 (São Sebastião) que foi

aplicado no teste, na ocasião, era do tipo técnico da marca *Suall*, O equipamento de *jar test* usado nos ensaios foi o FlocControl I, da marca Policontrol.

A dosagem ótima do coagulante $[Al_2(SO_4)_3]$ obtida para a água do rio Cuiabá na data dos ensaios foi de 26 mg/L, sendo feita então a mistura rápida com duração de 1 minuto e rotação de 150 rpm ou $G = 140s^{-1}$, a floculação com duração de 15 minutos e rotação de 40 rpm ou $G = 37s^{-1}$ e a sedimentação com os tempos de 10; 20; 30; 40; 50 e 60 minutos sendo feita a coleta de amostra para determinar a turbidez.. Porém, na aplicação conjunta do coagulante com o polímero natural do quiabo - Quifloc foi reduzida à dosagem de $[Al_2(SO_4)_3]$ para 10 mg/L e repetiu-se os tempos de floculação e de sedimentação, para comparação dos valores de turbidez das amostras retiradas do sobrenadante (10cm de profundidade) com os diferentes tempos de sedimentação.

4.2.2. Aplicação do Polímero Natural do Quiabo em Itapema, SC.

- Teste com Polímero Natural do Quiabo Maduro e Seco (Quifloc e Quifiltro)

Denominou-se de *Quifloc*, a solução do quiabo maduro seco e pulverizado, aplicado como auxiliar de floculação, em conjunto com o coagulante metálico, quando a coagulação ocorre no mecanismo da varredura. Quando este produto seco e pulverizado é aplicado como auxiliar de filtração, em conjunto com o coagulante metálico, portanto, no mecanismo de coagulação combinado (adsorção/neutralização e varredura), é denominado de *Quifiltro*. Em Itapema, o equipamento de *jar test* usado FlocControl II da Policontrol e o Q 400A da Quimis, sendo os ensaios feitos com coagulação no mecanismo da varredura no subsistema Areal e Sertãozinho e no mecanismo combinado varredura e adsorção/neutralização nos subsistemas Areal e Morretes, sendo usado o polímero natural do quiabo como Quifloc (auxiliar de floculação) e com o Quifiltro (auxiliar de filtração) após a dosagem do coagulante metálico, que no caso era o sulfato de alumínio em forma líquida fornecido pela empresa Dalquim, sendo do tipo ferroso, com as seguintes características constantes da **Tabela 4.4** apresentada a seguir :

Tabela 4.4. Características Químicas

Composição	Porcentagem
Al ₂ O ₃ mínimo	7,5% ;
Fe ₂ O ₃ máximo:	2%
Acidez livre:	2%
Basicidade:	2%
Insolúveis:	0,50%
Densidade:	1,31 kg/dm ³

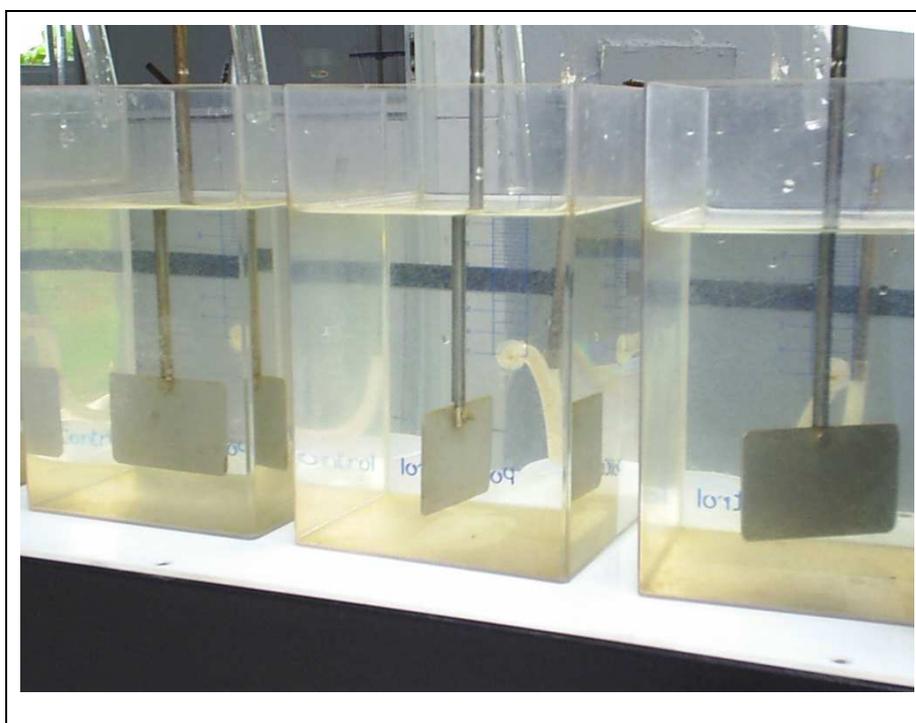


Figura 4.5 Teste com sulfato de alumínio e Quifloc

O equipamento de *jar test* da ETA Areal era do tipo FlocControl II, da marca Policontrol conforme a **Figura 4.5**. no qual a coleta do sobrenadante é feita no nível de 7 cm, enquanto no equipamento de jar test modelo Floc Control I a coleta é feita no nível de 10 cm, que implica na escolha de tempos de sedimentação diferentes para uso de igual velocidade de sedimentação pois que esta é determinada pela relação entre a altura da coleta do sobrenadante em relação ao tempo de sedimentação, exemplificando-se para velocidade de sedimentação de 1 cm/minuto, no equipamento com tomada de amostra no nível de 10 cm, a coleta é feita duração da sedimentação de 10 minutos enquanto no equipamento com tomada no nível de 7 cm, o tempo de sedimentação é de 7 minutos. Para igual velocidade de sedimentação, ou seja, de 1 cm/min..

4.2.3. Aplicação do Polímero Natural do Quiabo (Quifloc) em Esgoto do Tanque de Aeração da ETE do RIO ZÔO – TECMA, RJ.

A ETE do RIO ZÔO está em operação desde novembro de 2005 e produz efluente de acordo com o padrão do CONAMA e da FEEMA, mas, com objetivo de otimizar o processo, com maior qualidade do efluente final, foram feitos testes para aplicação de auxiliar de floculação natural (solução de quiabo maduro), para o condicionamento dos flocos na decantação e na filtração. Nesta ETE, além de se tratar biologicamente o efluente, faz-se o tratamento físico-químico para reúso. O tratamento biológico é com o processo de lodos ativados do tipo aeração prolongada, dos efluentes dos recintos dos animais, sendo composto das seguintes unidades operacionais:

- Tanque de equalização de vazão e carga orgânica
- Tanque de aeração prolongada por ar difuso
- Decantador de fluxo horizontal.

Para possibilitar o reúso deste efluente tem-se ainda:

- Filtração rápida em leito de areia, que na ocasião dos testes tinha carreira de filtração com duração de 12 horas, valor baixo para o tipo de filtro, sendo que o efluente do filtro apresentava cor relativamente elevada;
- Pré-filtro de cerâmica com poro de 25 μm ;
- Membranas de Ultrafiltração.

Para melhorar o efluente do filtro, com ampliação da duração da carreira de filtração, reduzir a limpeza de unidades subsequentes, e ainda minimizar a formação de subprodutos da desinfecção, foram feitos testes de laboratório com o efluente do tanque de aeração e do decantador, simulando a decantação e a filtração realizadas na ETE do RIO ZOO.

Um importante aspecto da purificação e da clarificação do esgoto é a remoção de material solúvel e de material coloidal em suspensão. De acordo com Pimentel (2004), a necessidade de reúso tem reacendido o interesse por processos que auxiliem os tratamentos “convencionais” de efluentes. Uma das alternativas é o tratamento físico-químico com o uso de coagulante que possibilite a formação de flocos. Segundo MWH (2005), para maior eficiência, a filtração rápida requer pré-tratamento químico para o condicionamento dos flocos, de forma que estes possam aderir ao leito filtrante, que tem carga eletronegativa, assim como os microrganismos e as partículas coloidais que se pretende remover.

A velocidade de sedimentação no *jar test* foi obtida através da relação entre a altura de coleta da amostra e o tempo de sedimentação, sendo usuais valores entre 1,5 e 2 cm/min, ou seja 21,6 e 28,8 m/dia, que, de acordo com Hudson (1982), é a velocidade de sedimentação do floco brando de sulfato de alumínio. Os decantadores das ETAs são dimensionados para esta velocidade crítica de sedimentação. Nas ETEs, são usados valores para o dimensionamento dos decantadores entre 20 e 30 m/dia ou seja entre 1,39 e 2,08 cm/min.

Foi escolhida a velocidade de 1,6 cm/min, ou seja, de 23 m/dia, para a dosagem do polímero como auxiliar de floculação sobre os flocos finos, que têm baixa velocidade de sedimentação na ETE do Rio Zôo. Portanto, a coleta do sobrenadante foi feita com profundidade de 8 cm e tempo de sedimentação de 5 minutos, o que corresponde à velocidade de sedimentação pré-determinada de 1,6 cm/min.

A ETE do Rio Zôo é operada pela TECMA, sendo que este sistema de tratamento de efluentes do zoológico promove a recirculação do efluente final (após cloração) para os tanques dos animais anfíbios como leão-marinho, lontras, ariranhas, e outros.

4.2.4. Otimização da Floculação/Sedimentação

O objetivo inicial do trabalho era testar a eficiência do Quifloc como auxiliar de floculação. Para esses ensaios, usou-se reator biológico com duas células de 10 litros, sendo usados, em cada célula, 5 L de efluente do tanque de aeração. No laboratório da TECMA, para aclimação do meio, foi feita a aeração deste efluente durante 2 horas. Em seguida, era interrompida a aeração por 10 minutos para sedimentação dos flocos maiores, fazendo a aplicação do Quifloc sobre os flocos menores. Após 15 minutos, era retomada a aeração por mais 30 minutos e, a seguir, iniciava a sedimentação (30 minutos), sendo retiradas amostras para determinação da turbidez do sobrenadante, conforme tabelas **Ax 3.1** a **Ax 3.15** do Anexo 3.

4.2.5. *Jar Test*

- Determinação da Dosagem do Auxiliar de Floculação

Foi realizado este ensaio para obter maior rendimento em comparação com o teste anterior, sendo usado inicialmente o liquor do tanque de aeração, ou do reator de bancada, no equipamento de *jar test*, com metodologia similar ou seja:, com aplicação de dosagens variadas do auxiliar de floculação após 5 minutos de interrupção da agitação lenta (40 rpm, durante 15 minutos).

Após sedimentar por 5 minutos foi feita coleta do sobrenadante (8 cm) para determinar a turbidez das amostras, que corresponde à velocidade de sedimentação pré-determinada de 1,6 cm/min conforme tabelas **Ax 3.16** a **Ax 3.24** do Anexo 3.

- Simulação da Filtração Direta

Para simular o processo existente, foram usados os efluentes do decantador da ETE Rio Zôo, com objetivo de otimizar a operação do filtro de areia e buscar a redução da carga de partículas no pré-filtro e no filtro de membrana. Na tentativa de coagulação com sulfato de alumínio e cloreto férrico, para otimização da filtração direta, foi usada dosagem de auxiliar de filtração (Quifiltro), para reduzir a turbidez e a cor da água filtrada, bem como para ampliação da carreira de filtração, que tinha duração de 12 horas.



Figura 4.6 Teste com Cloreto Férrico e Quifiltro

Para testar a filtração direta do efluente do decantador com uso de coagulante químico cloreto férrico e com o auxiliar de filtração - Quifiltro conforme **Figura 4.6**, foram adotadas as recomendações apresentadas por Richter e Azevedo Netto (1991), ou seja, que a filtração direta somente será bem sucedida quando a dosagem do coagulante for inferior a 10 mg/L. Também foram acatadas as recomendações de Di Bernardo (1993), segundo as quais a filtração direta ocorre nos mecanismos de coagulação por adsorção e neutralização, ou ainda, nos mecanismos combinados (varredura e adsorção/neutralização) do diagrama de coagulação, conforme proposta de Amirtharajah e Mills (1982) apud Di Bernardo (1993), portanto, com baixa dosagem do coagulante. Com o efluente do decantador da ETE do Rio Zôo, foram feitos testes

com o polímero natural do quiabo maduro - Quifloc, que é polímero aniônico, após ter sido realizada a coagulação química com o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, sendo ainda testando o desempenho destes coagulantes com este efluente do decantador da ETE Rio Zôo.

Para obter melhor qualidade de efluente dos filtros, Hudson (1982), recomenda o uso de polímeros aniônicos ou não iônicos, dosados após a coagulação química, como auxiliares de filtração, para produzir maior resistência dos flocos às forças de cisalhamento, bem como ampliar a agregação destes flocos aos grãos do material filtrante. Segundo Wagner e Pinheiro (2001) a filtração direta necessita de coagulante metálico e de auxiliar de filtração, sendo que quando não é usado o coagulante a remoção é somente por ação de coar ou seja das partículas em suspensão com dimensão superior a do poro enquanto que com o uso do coagulante remove-se partículas coloidais e com o uso de auxiliar de filtração otimiza-se a remoção destas partículas, reduzindo a possibilidade de transpasse dos colóides desestabilizados através do material filtrante.

Para realizar os ensaios de filtração direta com o cloreto férrico como coagulante, foi usado o equipamento de *jar test* da marca Ética, em jarros com volume de 1 litro, conforme as seguintes etapas:

- Dosagem variada do coagulante (cloreto férrico) com a máxima rotação do aparelho, cerca de 120 rpm, com a duração de 2 minutos na mistura rápida;
- Coleta das amostras, com filtração em papel de filtro *Whatman 40*, para determinar a turbidez para comparação e escolha da melhor dosagem do coagulante;
- Fixação da dosagem ótima do coagulante (cloreto férrico) e repetição dos testes com dosagem variada de polímero natural do quiabo - Quifiltro sendo aplicado 1 minuto após o coagulante;
- Coleta das amostras e filtração em papel de filtro *Whatman 40*, para determinar a turbidez para comparação e escolha da melhor dosagem do conjunto coagulante e polímero.



Figura 4.7 Teste com Sulfato de Alumínio e Quifiltro

Os testes de filtração direta do sulfato de alumínio como coagulante em conjunto com o auxiliar de filtração – Quifiltro conforme a **Figura 4.7**. foram realizados em equipamento de *jar test* da marca Ética, em jarros com volume de 1 litro, conforme as seguintes etapas:

- Dosagem variada do coagulante (sulfato de alumínio) com a máxima rotação do aparelho 100 rpm, com a duração de 2 minutos na mistura rápida;
- Coleta das amostras, com filtração em papel de filtro *Whatman 40*, para determinar a turbidez para comparação e escolha da melhor dosagem do coagulante;
- Fixação da dosagem ótima do coagulante (sulfato de alumínio) e repetição dos testes com dosagem variada de polímero natural do quiabo (Quifiltro) sendo aplicado 1 minuto após o coagulante;
- Coleta das amostras e filtração em papel de filtro *Whatman 40*, para determinar a turbidez para comparação e escolha da melhor dosagem do conjunto coagulante e polímero.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Gostei mais de um menino que carregava água na peneira.
A mãe disse que carregar água na peneira
Era o mesmo que roubar um vento e sair correndo com ele para mostrar aos irmãos.
A mãe disse que era o mesmo que catar espinhos na água
O mesmo que criar peixes no bolso.
O menino era ligado em despropósitos.
Quis montar os alicerces de uma casa sobre orvalhos
A mãe reparou que o menino gostava mais do vazio do que do cheio.
Falava que os vazios são maiores e até infinitos.
Com o tempo aquele menino que era cismado e esquisito
Porque gostava de carregar água na peneira
Com o tempo descobriu que escrever seria o mesmo que carregar água na peneira.
No escrever o menino viu que era capaz de ser noviça, monge ou mendigo ao mesmo tempo.
O menino aprendeu a usar as palavras.
Viu que podia fazer peraltagens com as palavras.
E começou a fazer peraltagens.
Foi capaz de interromper o vôo de um pássaro botando ponto final na frase.
Foi capaz de modificar a tarde botando uma chuva nela.
O menino fazia prodígios.
Até fez uma pedra dar flor!
Manoel de Barros

5.1. Cuiabá, MT.

5.1.1. Teste com Polímero Natural do Quiabo Imaturo

Solução de sulfato de alumínio com concentração de 2 g/L.

Solução mãe de quiabo fresco (imaturo) com concentração de 100 g/L. Usou-se 50 mL desta solução em 500 mL de água da torneira, sem cloro, portanto a concentração para os testes era de 10 g/L, sendo diluída quando da realização dos ensaios para 2g/L.

- Água do rio Coxipó em Cuiabá (MT) com as seguintes características:
- Alcalinidade: 5 mg/L de CaCO₃ ;
- pH: 6,7;
- Cor aparente da água bruta: 45 uH
- Turbidez da água bruta: 24,15 uT

Os ensaios de *jar test* foram realizados de acordo com a metodologia do Anexo 1.

A **Figura 5.1** apresentada a seguir, com dois valores de velocidade de sedimentação, ou seja, 1,75 e 3,5 cm/min, mostra eficiência elevada no conjunto coagulante e polímero natural do quiabo imaturo com remoção de 80% da turbidez em comparação com a remoção de 26% obtida com a aplicação apenas do coagulante (sulfato de alumínio), sendo esta alta remoção observada com velocidades de sedimentação de 1,75 cm/min e para velocidade de 3,5 cm/min, a remoção da

turbidez não é tão elevada, porém a diferença de remoção entre o conjunto coagulante e Quifloc e a remoção obtida apenas com o coagulante é maior.

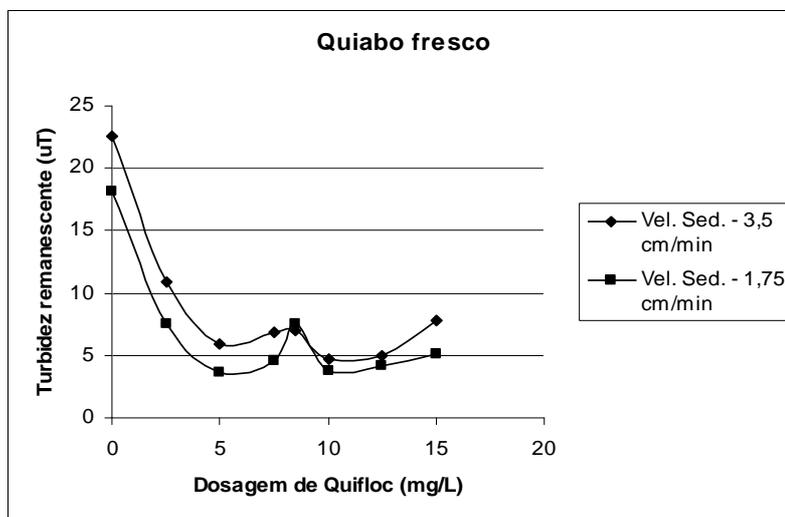


Figura 5.1. Teste com o quiabo imaturo com velocidade de sedimentação entre 1,75 e 3,5 cm/min. Dados da tabela AX 2.1. no anexo 2

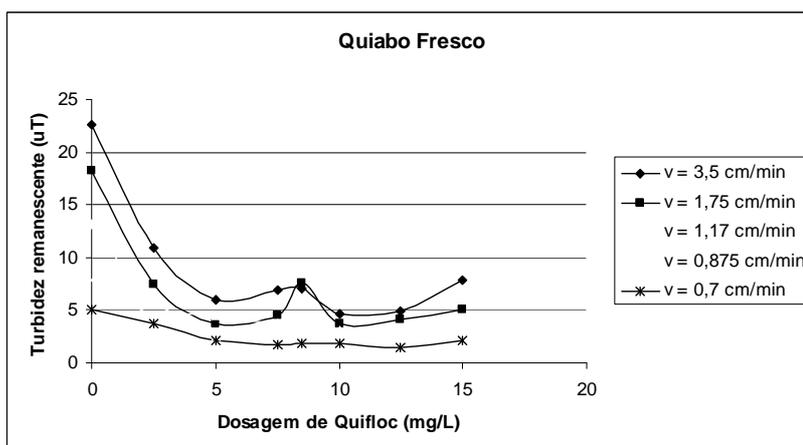


Figura 5.2. Teste com o quiabo imaturo com velocidade de sedimentação entre 0,7 e 3,5 cm/min, como auxiliar de floculação. Dados da Tabela AX 2.1. no anexo 2.

Para velocidade de sedimentação menor (0,70 cm/min) conforme a **Figura 5.2.** a remoção da turbidez do conjunto coagulante e Quifloc não é significativa quando comparada com a remoção da turbidez com uso apenas do coagulante. Porém para as velocidades superiores a 1,70 cm/min, foram observadas duas dosagens distintas com ótima remoção da turbidez com a mucilagem do quiabo imaturo, ou seja, dosagem de 5,0 mg/L e 10,0 mg/L, que correspondem às dosagens de cerca de 0,50 mg/L e 1,0 mg/L, respectivamente, do polímero natural do quiabo maduro e seco (Quifloc), pois o teor da umidade média do quiabo é de 90%.

Os polímeros naturais e sintéticos têm eficiência significativa a partir de determinada velocidade de sedimentação (superior a 2 cm/min, de acordo com Hudson-1981), ou seja, são recomendáveis para decantadores projetados ou operados com altas velocidades de sedimentação.

5.1.2. Teste com Polímero Natural do Quiabo Maduro (Quifloc)

Solução de sulfato de alumínio com concentração de 2 g/L.

Solução mãe de quiabo maduro, seco e pulverizado após moagem denominado por Quifloc com concentração de 10 g/L. A solução foi diluída com água da torneira, sem cloro, para concentração de 2 g/L, na qual cada 1 mL desta solução corresponde à dosagem de 1 mg/L em jarro com volume de 2 litros, comum nos reatores estáticos. O manancial é o rio Cuiabá, em Cuiabá, MT, com as seguintes características:

- Turbidez: 62 uT;
- Cor Aparente: 250 uH;
- pH: 7,3;
- Alcalinidade: 36 mg/L de CaCO₃.

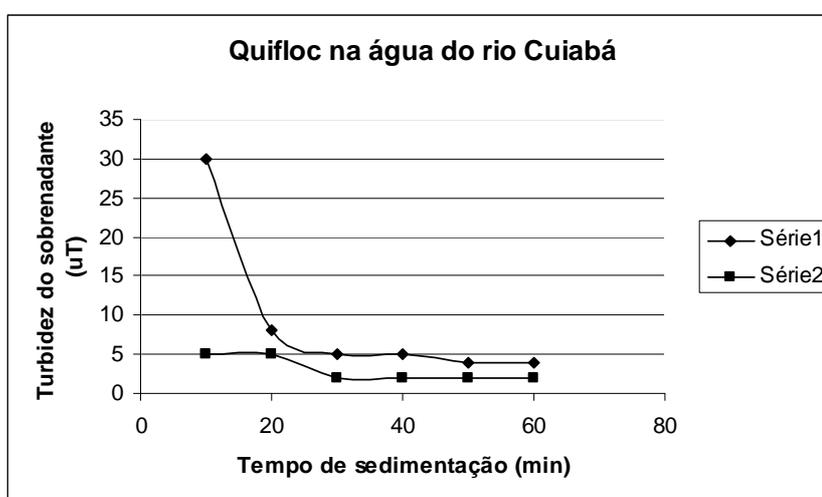


Figura 5.3. Teste do quiabo maduro como auxiliar de floculação. Dados da Tabela AX 2.2. no anexo 2.

- Série 1: Dosagem de sulfato de alumínio: 26 mg/L ;
- Série 2: Dosagem conjunta de sulfato de alumínio e Quifloc;
- Al₂ (SO₄)₃: 10 mg/L
- Quifloc: 1,5 mg/L

A aplicação da solução de polímero natural do quiabo maduro, seco e pulverizado Quifloc, na água do rio Cuiabá, mostrou remoção da turbidez de 92%, com a dosagem do conjunto coagulante e polímero natural do quiabo - Quifloc, enquanto, que com a dosagem apenas do coagulante a remoção da turbidez foi de 88%, conforme **Figura 5.3**. Estes valores foram determinados para tempo de sedimentação com duração de 20 minutos, onde as remoções são praticamente iguais, (ou seja, velocidade de sedimentação de 0,50 cm/min) porém a remoção é muito significativa para tempo de detenção menor ou seja de 10 minutos, (velocidade de sedimentação de 1,0 cm/min)> Este equipamento de *jar test* é do modelo antigo da Policontrol, com a tomada de amostras a 10 cm do nível d'água. Deve-se ainda ressaltar que a dosagem do coagulante, quando foi feito o ensaio conjunto coagulante e Quifloc é cerca de 2,5 vezes menor em comparação com dosagem apenas do coagulante. Com tempo de sedimentação de 10 minutos à remoção da turbidez com a dosagem do coagulante e Quifloc foi de 92 %, enquanto a remoção da turbidez para aplicação apenas do coagulante, foi de 52%, evidenciando que o Quifloc em conjunto com o coagulante poderá melhorar a qualidade das águas dos decantadores que operam com sobrecarga de vazão. A redução na dosagem do coagulante, devido o uso do conjunto coagulante e polímero, foi um item econômico importante no passado. Atualmente o custo dos coagulantes metálicos não é significativo, principalmente em relação ao custo de energia, sendo que Pavanelli (2001) verificou que para o estado de São Paulo os coagulantes com ferro (sulfato e cloreto férrico) têm menor custo que o sulfato de alumínio. A produção de água segura e com qualidade é o item de destaque e o uso de coagulantes com polímeros como o Quifloc podem adequar a qualidade das águas decantadas e filtradas, principalmente nas estações de tratamento do país (ainda são muitas na década da água), que operam com vazão acima da capacidade nominal, com sobrecarga dos decantadores e filtros, possibilitando a descontinuidade na qualidade da água produzida para o consumo humano, principalmente no verão quando aumenta a demanda.

5.2. Itapema, SC.

5.2.1. Subsistema Areal

Ensaio com a água bruta do córrego Areal com os seguintes parâmetros:

- Turbidez: 5,86 uT;
- Cor: 30 uH;
- pH: 7,4;
- Alcalinidade: 18 mg/L de CaCO₃

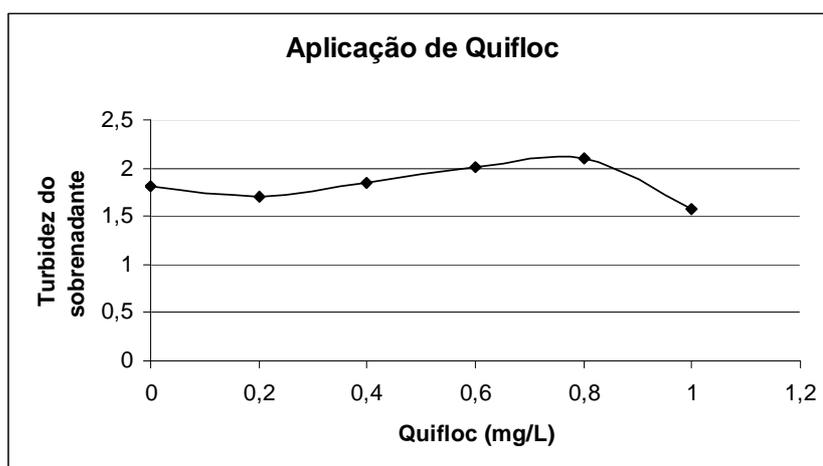


Figura 5.4. Teste do quiabo maduro como auxiliar de floculação.
Dados da Tabela AX 2.4. no anexo 2.

Foram realizados ensaios no mecanismo da varredura, para aproveitar a água e as possibilidades existentes, pois que na realidade nesta estação de tratamento o mecanismo de coagulação é do tipo combinado (varredura e adsorção/neutralização), pois a tecnologia de tratamento é do tipo filtração direta, sendo realizada em oito filtros de fluxo ascendente.

Nestes testes observou-se duas regiões de remoção da turbidez, que correspondem à dosagem de 0,2 mg/L e 1,0 mg/L do Quifloc, na forma de solução do polímero natural do quiabo seco e pulverizado, aplicado em conjunto com dosagem de 16 mg/L do sulfato de alumínio (coagulante), no mecanismo da varredura, conforme **Figura 5.4**, anterior. Deve-se ressaltar que a turbidez da água bruta era baixa na ocasião dos ensaios. Na realidade, esta ETA, opera com coagulação no mecanismo combinado (adsorção/neutralização e varredura), pois que, a dosagem de sulfato de alumínio é baixa, ou seja, 7 mg/L e foram realizados testes com esta forma de coagulação conforme a **Figura 5.5**, a seguir. Denominou-se Quifiltro a solução do polímero natural do quiabo maduro em forma de pó, aplicada como auxiliar de filtração em conjunto com o coagulante metálico na filtração rápida.

Os ensaios para filtração direta foram feitos com coagulação no mecanismo combinado (varredura e adsorção e neutralização), sendo a duração da mistura rápida do coagulante primário de 1 minuto. Em seguida, um minuto após o coagulante, foi aplicado o auxiliar de filtração - Quifiltro, com agitação durante 1 minuto, sendo a coleta feita para este equipamento de *jar test*, na profundidade de 7 cm, conforme metodologia de *jar test* para filtração direta do Anexo 1. Para simular a filtração direta que no subsistema Areal é em filtro de fluxo ascendente com leito de areia, a filtração das amostras do *jar test* foi realizada em papel de filtro *Whatman 40*, que em seguida foi descartado.

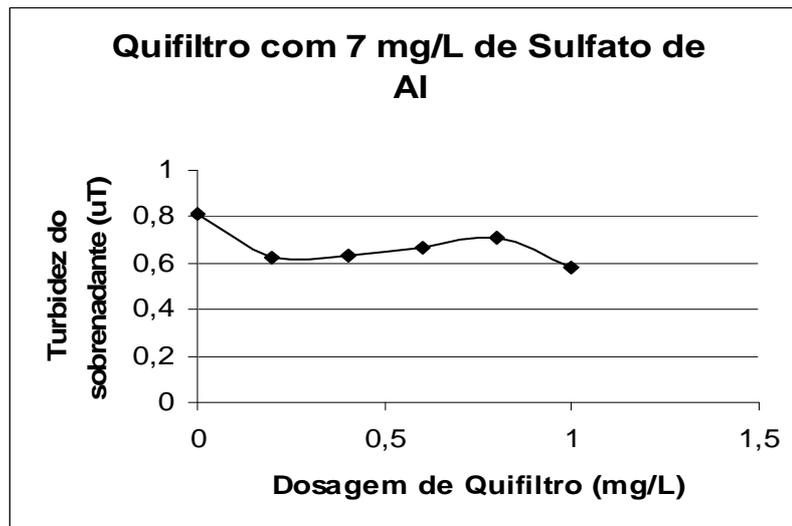


Figura 5.5. Teste do quiabo maduro como auxiliar de filtração. Dados da Tabela AX 2.7 no anexo 2.

Observou-se na **Figura 5.5**, da mesma forma que com a dosagem no mecanismo de coagulação da varredura, duas regiões de maior eficiência na coagulação no mecanismo de adsorção/neutralização e varredura (mecanismos combinados).

As duas regiões de máxima eficiência na remoção da turbidez correspondem à dosagem de 0,2 mg/L e 1,0 mg/L do Quifiltro, em conjunto com a dosagem de 7 mg/L do sulfato de alumínio. A remoção de turbidez foi de cerca de 90% para o conjunto coagulante e Quifiltro em comparação com remoção de 86% obtida com o coagulante aplicado no mecanismo combinado de coagulação, a diferença de remoção da turbidez, neste caso não é expressiva, pois que para esta água o coagulante funciona muito bem, e o processo de tratamento com filtração direta esta adequado a esse tipo de água bruta, porém o uso do conjunto coagulante e Quifiltro mostrou ser mais eficiente, em todos os ensaios realizados.

5.2.2. Subsistema Sertãozinho

Ensaio com a água bruta do córrego Sertãozinho, com os seguintes parâmetros:

- Turbidez: 4,68 uT;
- Cor: 15 uH;
- pH: 7,4
- Alcalinidade: 15 mg /L de CaCO₃.

A ETA Sertãozinho, que opera com vazão de 5 L/s, é do tipo tratamento completo, com mistura rápida em calha *Parshall*, floculação hidráulica entre bandejas, decantação de alta taxa entre placas planas paralelas e filtração em dupla camada filtrante. Os ensaios foram feitos no

mecanismo da varredura, para determinar a melhor dosagem do coagulante e em seguida, com uso conjunto do coagulante (sulfato de alumínio líquido) e do auxiliar de floculação. O polímero natural do quiabo - Quifloc foi aplicado cerca de 4 minutos após o coagulante, portanto, na etapa de floculação, conforme metodologia para *jar test* com sedimentação do anexo 1..

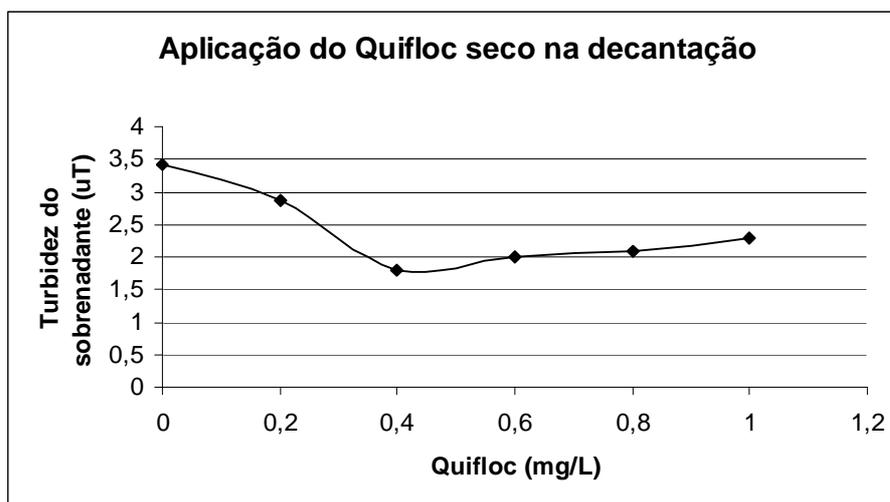


Figura 5.6. Teste do quiabo maduro como auxiliar de floculação. Dados das Tabelas AX 2. 8 a AX 2.10. no anexo 2.

Para a água do córrego Sertãozinho, onde o tratamento é do tipo completo, sendo a coagulação no mecanismo da varredura, a dosagem ótima do polímero natural do quiabo usado como auxiliar de floculação - Quifloc foi de 0,4 mg/L, conforme **Figura 5.6**. A dosagem de sulfato de alumínio no mecanismo da varredura foi de 14 mg/L e para o uso conjunto do coagulante com o Quifloc, foi observada remoção de 61% da turbidez desta água, sendo de 25% a remoção da turbidez da água apenas com o coagulante, mostrando que, para velocidade de sedimentação de 2 cm/min, que é a da ETA, o uso conjunto do coagulante com o polímero natural do quiabo (Quifloc) como auxiliar de floculação produz água decantada com menor turbidez e conseqüentemente maiores carreiras de filtração, com redução de água de lavagem. Deve-se ressaltar que a diferença de remoção foi significativa, pois que, a turbidez da água bruta era baixa e para estas águas, este tipo de tratamento convencional ou completo não é adequado, sendo recomendável para as águas do tipo do subsistema Sertãozinho na época de estiagem, (com variação acentuada da turbidez da água bruta na época de estiagem e de chuvas), que seja feita a filtração direta durante os períodos de baixa turbidez, ou que seja aplicado auxiliar de floculação, para maior eficiência dos decantadores e filtros e garantia de produção de água com qualidade durante todo o ciclo de operação da estação de tratamento.

5.2.3. Subsistema Morretes

Esta unidade de tratamento, com tecnologia de filtração direta, com seis filtros do tipo fluxo ascendente, está em construção, sendo o manancial o rio Perequê. Portanto, os ensaios com a água deste manancial referem-se à tecnologia de filtração direta, com coagulação no mecanismo combinado de adsorção/neutralização e varredura. A água na data dos testes apresentava as seguintes características:

- Cor aparente da água bruta: 10 uH;
- Turbidez da água bruta: 3,43 uT;
- pH da água bruta: 6,86;
- Alcalinidade: 20 mg/L de CaCO_3 .

O ensaio foi realizado com a comparação entre a dosagem do coagulante metálico, e do conjunto coagulante com o polímero natural do quiabo seco como auxiliar de filtração -Quifiltro, sendo aplicado de forma a simular a filtração direta em concordância com o sistema de tratamento a ser implantado nesta unidade e a metodologia do *jar test* para filtração direta do anexo 1.

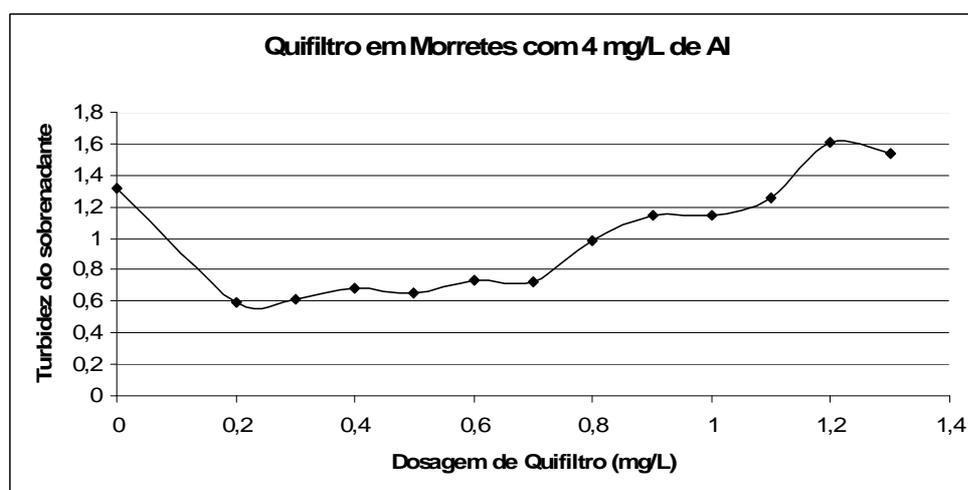


Figura 5.7. Teste do quiabo maduro como auxiliar de filtração.
Dados das Tabelas AX 2.11. a AX 2.13. no anexo 2.

A melhor dosagem do quiabo maduro, como auxiliar de filtração foi de 0,2 mg/L, enquanto a dosagem do coagulante foi de 4 mg/L (mecanismo combinado de coagulação), com remoção considerável da turbidez, 83% em comparação com a remoção obtida com esta mesma dosagem, para aplicação somente do coagulante, ou seja, de 62%. A diferença de remoção foi de cerca de 20%, que mostra o potencial de uso do Quifiltro como auxiliar de filtração.

Deve-se salientar que não foram realizados testes com polímeros sintéticos, principalmente como auxiliares de filtração, pois que, quando usados precedendo a filtração direta, podem produzir carreira de filtração com baixa duração devido possível colmatação dos leitos filtrantes, que também ocorre quando estes produtos são aplicados como auxiliares de floculação, enquanto os polímeros naturais são biodegradáveis e conseqüentemente tem possibilidade menor de colmatação dos filtros.

5.3. Teste com Polímero Natural do Quiabo Maduro (Quifloc) em Efluente do Rio Zôo

5.3.1. Aplicação do Polímero Natural do Quiabo (Quifloc) como Auxiliar de Floculação

Os ensaios foram feitos no laboratório da TECMA (RJ). As dosagens da solução do polímero natural do quiabo usado como auxiliar de floculação - Quifloc variaram entre 0,2 mg/L a 5 mg/L, sendo feita solução com concentração de 5 g/L (usou-se esta concentração, pois nos ensaios foram usados volumes de 5L do reator com capacidade total de 10 litros), a partir de solução-mãe com concentração de 50 g/L. Nos dados apresentados a seguir, na **Figura 5.8**, a eficiência foi muito baixa ou insignificante. Em data posterior a estes ensaios foi observado que o sistema de lodos ativados não estava equilibrado devido aplicação de excesso de cal hidratada no piso dos animais, sendo que o pH elevado inibia a formação de microrganismos. Estes microrganismos são imprescindíveis em tratamento biológico como o processo de lodos ativados, portanto com o sistema equilibrado, com a coagulação/floculação realizada pelos microrganismos o uso de polímero natural do quiabo deverá ser testado novamente para avaliação do desempenho. Podendo ser feita comparação entre o polímero natural do quiabo, com coagulantes naturais como taninos e moringa oleífera, que são polímeros catiônicos. Estes polímeros no tanque de aeração podem ser mais eficientes, pois podem atuar como auxiliares de coagulação e conforme estudo de Figueiredo *et alli* (2005) com polímero catiônico do tanino (Tanac) em comparação com coagulantes metálicos, apresentou maior eficiência na redução da DQO e de SST. Mas com o sistema de lodos ativados equilibrado, com os microrganismos, promovendo a coagulação e floculação, neste caso o Quifloc possivelmente será mais eficiente, sendo apropriada a realização destes ensaios para comparação entre estes polímeros naturais.

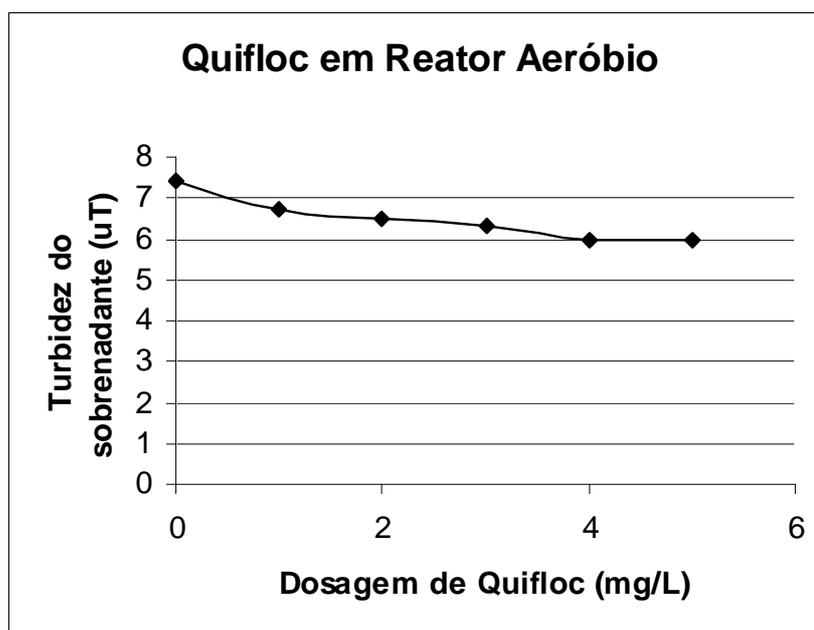


Figura 5.8. Teste do quiabo maduro como floculante.
Dados das Tabela AX 3.1 a AX 3.15 no anexo 3.

Da série de ensaios no reator aeróbio, onde se compararam dosagens distintas do Quifloc, observou-se que a eficiência foi mínima, com consumo elevado do polímero. Para obter melhoria no desempenho da sedimentação com o Quifloc, que é o caso do tratamento de efluentes na ETE Rio Zôo, onde é feito o reúso destas águas, possivelmente será necessária realização da coagulação biológica (sistema de lodos ativados equilibrado) antecedendo a aplicação de polímero natural do quiabo, pois que, este produto natural é polissacarídeo aniônico e requer neutralização da carga das partículas coloidais, o que não ocorreu na época dos testes.

5.3.2. Aplicação de Polímero Natural do Quiabo como Auxiliar de Filtração (Quifiltro) na Filtração Direta

Os testes com os resultados apresentados a seguir foram feitos com o efluente do decantador da ETE RIO Zôo, onde foram realizados ensaios em laboratório para simular a filtração direta, com aplicação de coagulante químico (sulfato de alumínio e cloreto férrico) e, em seguida, de auxiliar de filtração Quifiltro, sendo estes testes similares aos de filtração direta, aplicados em águas de abastecimento público. Na ETE Rio Zôo, além do processo de lodos ativados é feito o tratamento do efluente do decantador para o reúso, com as seguintes etapas:

- Filtração em filtro rápido com leito de areia
- Pré-filtro cerâmico
- Filtração em membranas.

Os testes foram realizados de acordo com o sistema existente e foi observada eficiência elevada do conjunto coagulante e polímero natural do quiabo como auxiliar de filtração - Quifiltro, com melhoria da qualidade do efluente filtrado, com possibilidade de ampliar a carreira de filtração da membrana e do pré-filtro, que são os processos de polimento do efluente para reúso. Os coagulantes usados (sulfato de alumínio e cloreto férrico) estavam na forma líquida.

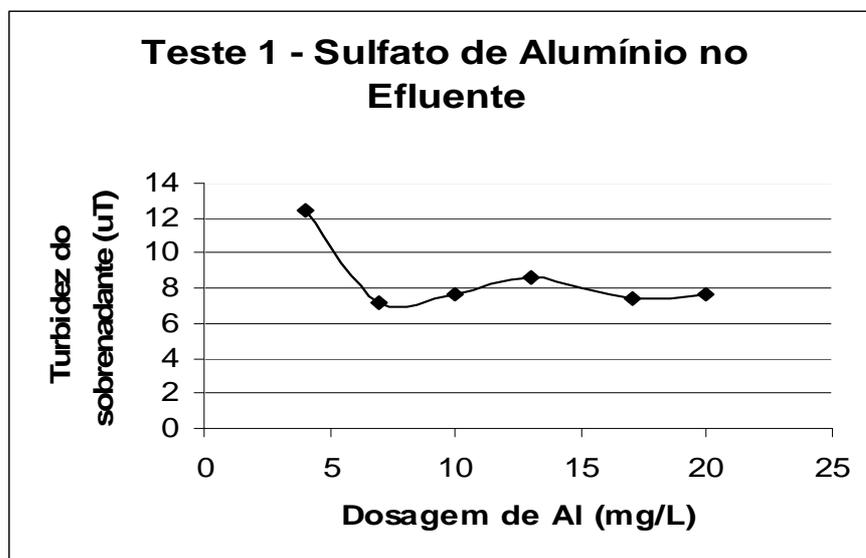


Figura 5.9. Teste de coagulação e filtração direta.
Dados da Tabela AX 3.16 no anexo 3.

A **Figura 5.9** mostra a ótima remoção da turbidez, obtida com a aplicação apenas do coagulante metálico, sendo de cerca de 60% em relação à turbidez do efluente do decantador filtrado. Na **Figura 5.10**, a seguir, há eficiência de cerca de 80% na redução da turbidez, com indício de que a filtração do efluente do Rio Zôo, sendo precedida por coagulação química, poderá ser otimizada.

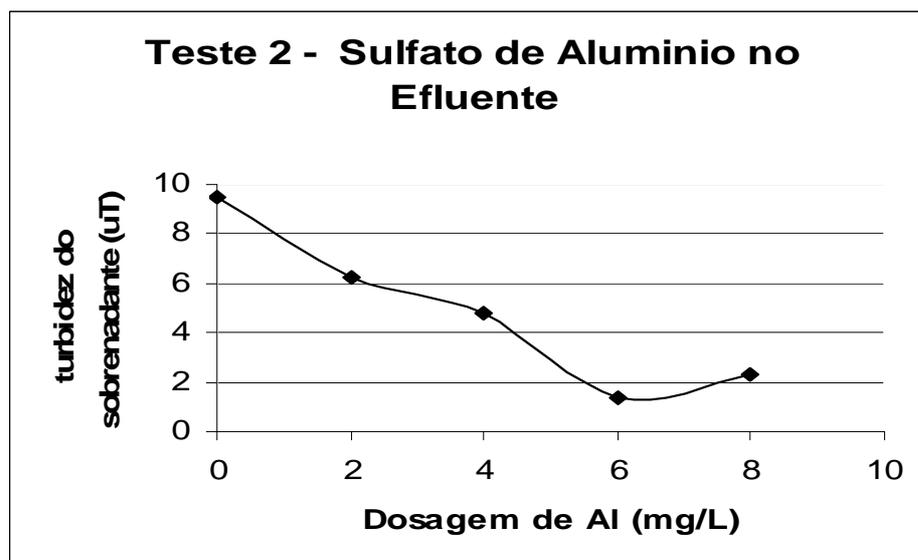


Figura 5.10.. Teste de coagulação e filtração direta.
Dados da Tabela AX 3.17 no anexo 3.

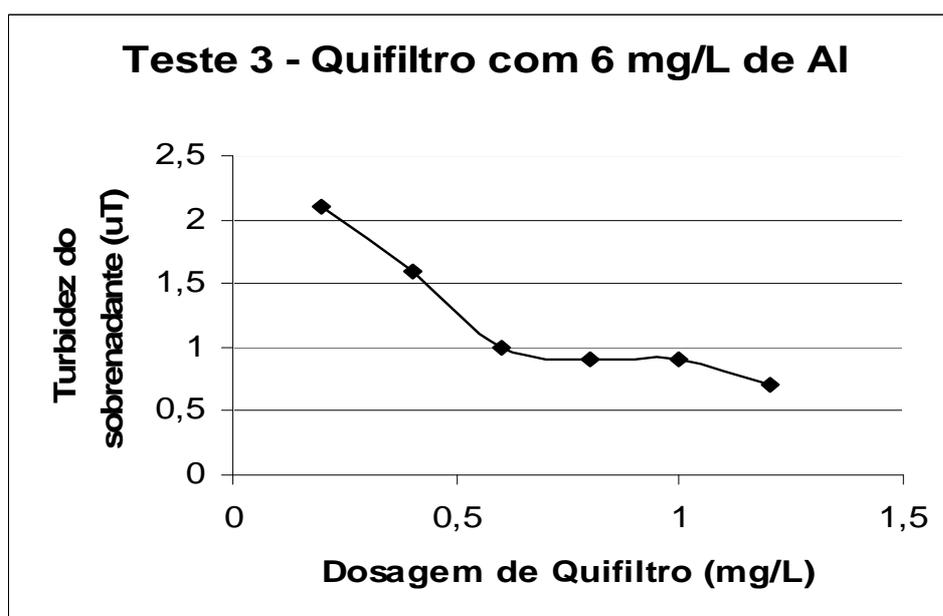


Figura 5.11. Teste do Polímero natural do quiabo maduro como auxiliar de filtração.
Dados das Tabelas AX 3.18 e 3.19. no anexo 3..

Os ensaios com o Quifiltro em conjunto com o sulfato de alumínio como coagulante mostra que, com a aplicação do conjunto sulfato de alumínio e Quifiltro, a remoção da turbidez foi cerca de 15% maior em comparação com a redução obtida com o uso apenas do coagulante, ou seja, de 80% e 65% respectivamente, conforme a **Figura 5.11**, anterior, e a **Figura 5.12**, a seguir.

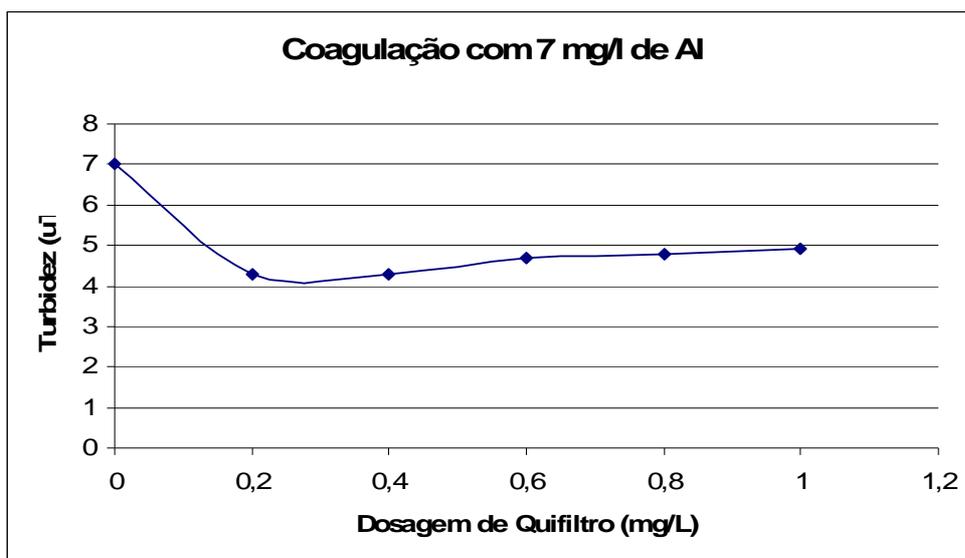


Figura 5.12. Teste do quiabo maduro como auxiliar de filtração. Dados das Tabelas AX 3.21 e 3.22 no anexo 3.

No ensaio de filtração direta com cloreto férrico como coagulante, foram obtidos valores distintos de dosagem ótima do Quifiltro, sendo esta menor para maior dosagem do coagulante, conforme se verifica na comparação das Figuras 5.13 e 5.14, apresentadas a seguir.

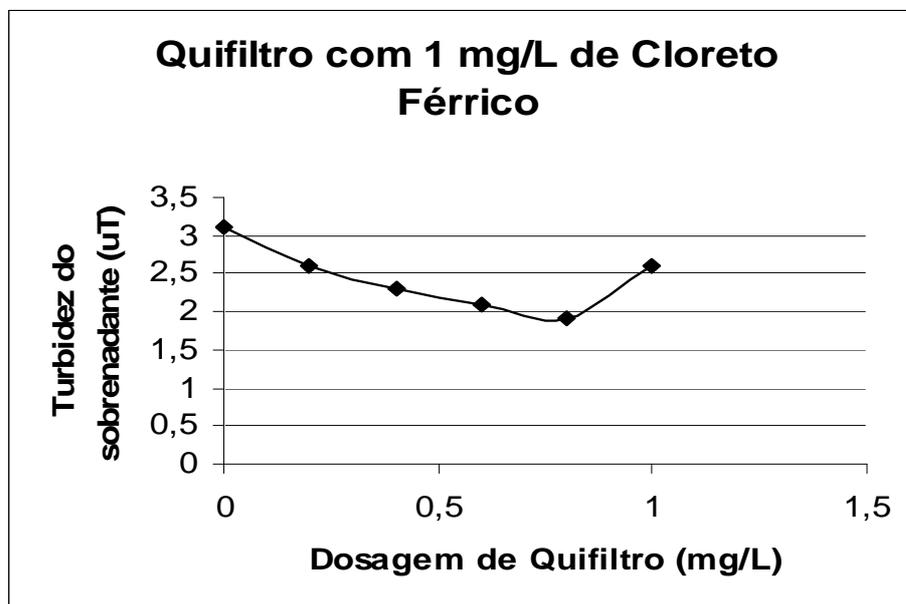


Figura 5.13. Teste do quiabo maduro como auxiliar de filtração. Dados da Tabela AX 3.23. no anexo 3.

Aparentemente a remoção observada na Figura 5.13. foi baixa, porém deve-se considerar que a dosagem do coagulante cloreto férrico foi de 1 mg/L, ou seja cerca de seis vezes inferior ao sulfato de alumínio, garantindo maior carreira de filtração, devido a coagulação

ocorrer no mecanismo de adsorção e neutralização. Observou-se ainda que para dosagem do cloreto férrico maior que 6 mg/L, a coagulação ocorreu no mecanismo da varredura, com formação de flocos grandes desde a mistura rápida, o que não era adequado à filtração direta, pois que poderia colmatar o filtro, portanto foram escolhidas as dosagens de 1 e 2 mg/L de cloreto férrico para o teste com o Quifiltro.

A remoção da turbidez obtida com a dosagem do cloreto férrico e o Quifiltro foi de cerca de 15% maior em comparação à remoção obtida com o uso apenas do cloreto férrico, ou seja, de 90% e 75%, respectivamente, conforme a **Figura 5.14**, a seguir.

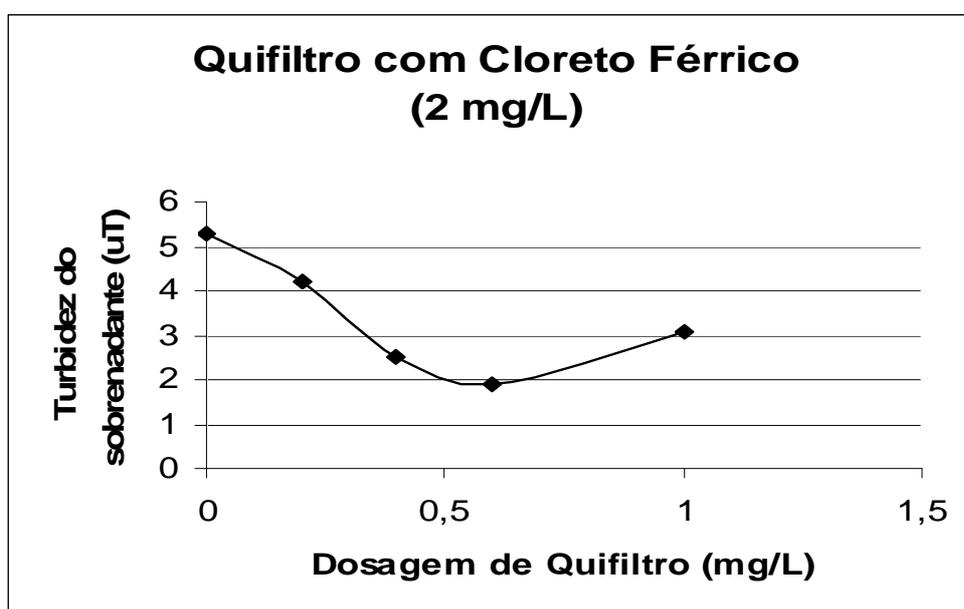


Figura 5.14. Teste do quiabo maduro como auxiliar de filtração. Dados da Tabela AX 3.24, no anexo 3.

As comparações entre os coagulantes, cloreto férrico e o sulfato de alumínio, em conjunto com o Quifiltro como auxiliar de filtração mostraram que o cloreto férrico é mais vantajoso devido à possibilidade de uso de dosagem, no mínimo, três vezes inferior (2 mg/L de Fe Cl_3 , contra dosagem de 6 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). A dosagem menor reduz a quantidade de sedimentos no filtro de areia, possibilitando carreira de filtração maior desta unidade e principalmente das posteriores (pré-filtro e membrana filtrante) no caso do tratamento com reuso.

Nos testes para coagulação de efluentes da cidade de Atlanta, feitos por Ghosh *et alli* (1994), o coagulante usado era o sulfato de alumínio, enquanto Resende e Carvalho (2002) em testes com efluente doméstico da cidade de Goiânia, usaram cloreto férrico e polímero.

Os ensaios feitos por Guigui *et alli* (2002) foram com água para consumo humano e coagularam a matéria orgânica natural (NOM) com diferentes coagulantes. A comparação do cloreto férrico com os demais coagulantes mostrou que em todos os testes o Fe Cl_3 apresentava melhor desempenho, sendo que o nível de remoção da matéria orgânica dependia do pH.

De acordo com Pimentel (2002) a Sabesp testou na ETE Piloto Jesus Netto, em 1996, o cloreto férrico e polímero aniônico com dosagem variando entre 25 mg/L e 50 mg/l para o coagulante metálico e entre 0,25 mg/L e 0,50 mg/L, para o auxiliar de floculação, com remoção de 63% da DQO, no tratamento primário. De acordo com Figueiredo *et alli* (2005), nos testes com efluente bruto no tratamento primário quimicamente assistido, a redução da DQO e DBO foi inferior à de SST. Possivelmente, na filtração direta de efluentes do Rio Zôo será obtida redução da DQO e DBO, ampliando a possibilidade de reúso deste efluente.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A ciência pode classificar e nomear os órgãos de um sabiá
mas não pode medir seus encantos.
A ciência não pode calcular quantos cavalos de força existem
nos encantos de um sabiá.
Quem acumula muita informação perde o condão de
adivinhar: divinare.
Os sabiás divinam.

Manoel de Barros

6.1. Conclusões

- As pesquisas com o quiabo levaram às seguintes conclusões:
- O quiabo maduro, pulverizado após moagem, é a forma mais simples para aplicação como polímero natural em tratamento de água e esgoto como auxiliar de floculação ou de filtração;
- A preparação de polímero natural do quiabo maduro em pó usado como auxiliar de floculação e filtração, em comparação com os outros polímeros naturais usados como auxiliares de floculação e ou filtração, é mais simples;
- A solução do polímero natural do quiabo maduro, usado como auxiliar de floculação, melhorou significativamente a qualidade das águas decantadas, conforme testes realizados em laboratório, com reatores estáticos (*jar test*) em Cuiabá (MT) e Itapema (SC), com qualidade e clima distintos;
- A solução do polímero natural do quiabo maduro, usado como auxiliar de filtração, melhorou significativamente a qualidade das águas e esgotos filtrados, conforme testes realizados em laboratório, com reatores estáticos (*jar test*) em Itapema (SC) e na Tecma (RJ) respectivamente;
- A dosagem do sulfato de alumínio quando usado em conjunto com o polímero natural do quiabo como auxiliar de floculação poderá ser reduzida, com igual eficiência;
- O polímero natural do quiabo seco usado nos testes, foi preparado em novembro de 2005 e após 11 meses, continuava estável, e apropriado para uso como auxiliar de floculação e filtração;
- O custo de aplicação de polímero natural do quiabo como auxiliar de floculação e filtração é inferior ao custo dos demais polímeros naturais e sintéticos usados como auxiliares de floculação e ou filtração, em tratamento de água e de esgoto.

6.2. Recomendações

- Teste conjunto do cloreto férrico com o polímero natural do quiabo como auxiliar de floculação e filtração em tratamento de águas;
- Teste conjunto do polímero natural do quiabo como auxiliar de floculação e filtração no tratamento de água e de esgoto com outros coagulantes, como sulfato férrico e cloreto de polialumínio;
- Teste do polímero natural do quiabo como auxiliar de floculação e filtração, em conjunto com coagulantes, para avaliar a remoção da cor, no tratamento de esgoto para reuso e principalmente na redução de microrganismos.
- Teste em conjunto com coagulante e polímero natural do quiabo como auxiliar de floculação para remoção de turbidez e DQO para avaliação de desempenho no processo de tratamento primário quimicamente assistido, denominado de processo CEPT por Figueiredo *et alli* (2005);
- Teste do polímero natural do quiabo em tratamento de esgoto equilibrado, com aplicação no tanque de aeração;
- Divulgação do uso do polímero natural do quiabo maduro como auxiliar de floculação e filtração em tratamento de águas, principalmente nas regiões produtoras como: Itaguaí e Seropédica, no Rio de Janeiro; e Araçatuba, em São Paulo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A ciência pode classificar e nomear os órgãos de um sabiá
mas não pode medir seus encantos.
A ciência não pode calcular quantos cavalos de força existem
nos encantos de um sabiá.
Quem acumula muita informação perde o condão de
adivinhar: divinare.
Os sabiás divinam.
Manoel de Barros

1. Agarwal, M.Srinivasan, R. Mishra, A. *Study on Flocculation Efficiency of Okra Gum in Sewage Waste Water, Macromolecular materials and Engineering*. v. 286- 9. Wiley, 2001.
2. Agarwal, M Rajani, S.Mishra, A. Rai, J. *Utilization of Okra Gum for Treatment of Tannery Effluent, International Journal of Polymeric Materials*. Taylor & Francis. Dez, 2003.
3. Alem Sobrinho, P. *Estudos de fatores que influem no processo de lodos ativados*. in: IV Curso Internacional sobre Poluição das Águas, Cetesb 1998.
4. Almendarez, Nabyarina. *Comprobacion de la Efectividad del Coagulante (Cochifloc) en Aguas del lago de Managua "Piedras Azules," Revista Iberoamericana de Polímeros*.v. 5(1), 2004.
5. Amaya-Farfan, J.; Silva, V.S.N.; Souza,A.S.; Pacheco, M.T.B. *Caracterização química parcial da mucilagem do quiabo (Hibiscus esculentus L.)* In: Simpósio Latino-americano de Ciência de Alimentos, 5, 2003. Campinas. Anais...Campinas: Unicamp, 2003.
6. American Public Health Association (APHA). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 21th edition, American Water Works Association (AWWA) Water Environment Federation (WEF), Washington, DC:. 2005
7. Arboleda, Jorge. *Teoria y Control de los Procesos de Clarificación del Agua*, Cepis, 1972.
8. Arboleda, Jorge. *Cronologia del Desarrollo de la Tecnologia de la Agua*. Acodal, 2003.
9. AWWA, *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 21th edition, Washington, DC: American Public Health Association (APHA) Water Environment Federation (WEF). 2005
10. AWWA, Letterman,R.(ed). *Water Quality & Treatment*, McGraw Hill, 15th edition, 1999
11. AWWA. *Brief History of Drinking Water*. AWWA, 2006.

12. Azevedo Netto *et alli*. *Técnicas de Abastecimento e Tratamento de Água*. v. II. ABES, 1987.
13. Baker, M. N. *The Quest of Pure Water*. 2th.. Washington, AWWA, 1981.
14. Borba, L. *Viabilidade do Uso da Moringa Oleífera Lam no Tratamento Simplificado de Água para Pequenas Comunidades*. Dissertação (Mestrado). João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 2001.
15. Branco, S.; Azevedo, R.; Tundisi, J. *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação* 3ª ed..Escrituras São Paulo, 2006.
16. Bratby, J. R. Interpreting Laboratory Results for the Design of Rapid Mixing and Flocculation Systems. *AWWA Journal*, v. 73. p. P. 318-325.
17. Brown, Le May, Bursten. *Química: Ciência Central*, 2005.
18. Camciuc, M. Vilarem, G. Gaset, A. *Le gombo, Abelmoschus esculentus (L) Moench, une source possible de phospholipides*, *Oléagineux, Corps Gras Lipides* v. 4. n 5, 1997.
19. Camdessus, M. Badré, B. Chéret, Y e Ténière-Buchot, P, F. *Água: oito milhões de mortos por ano*, Bertrand Brasil, Rio de Janeiro 2005
20. Camp. Thomas; Mc Graw Hill. *Water its Impurities*. 2 ed. 1973.
21. Campos, S. e Di Bernardo, L. *Influência das Características das Substâncias Húmicas na Eficiência da Coagulação com Sulfato de Alumínio*. Engenharia Sanitária. Rio de Janeiro: ABES, n 3, v.10, jul/set 2005.
22. Conceição, R. e Di Bernardo, L. *Influência da Acidez da Solução de Sulfato de Alumínio na Eficiência da Coagulação*, Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 1997.
23. Cutler, D. e Miller, G. *The Role of Public Health Improvements in Health Advances*, 2004.
24. Degremont..*Tratamiento del Agua*, 1973.
25. Di Bernardo, L;Moreira, A.M; Pádua, V. *Metodologia para Realização de Ensaio de Flocculação em Reatores Estáticos*, Cepis – XXVI Congresso da AIDIS, 1998.
26. Di Bernardo, Luiz. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*, v. I. ABES, 1993.
27. Di Bernardo, L. e Di Bernardo. A. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. v. I. Rima Editora, 2005.
28. Di Bernardo, Luiz; Di Bernardo, Ângela; Centurione Fº, Paulo - *Ensaio de Tratabilidade de Água e Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água*, Rima Editora, 2002.
29. Diouri, M. *Study of a Natural Flocculating Agent for Water and Wastewater Treatment*. Master Degree, University of South Florida, 2004.

30. EPA. *The History of Drinking Water*. EPA, 2000.
31. Elimelech, M ; O'Melia, C. *Kinetics of Deposition of Colloidal Particles in Porous Media*, Environmental Science Technology, v. 24, n° 10. 1990
32. Faust & Aly. *Chemical of Water Treatment*. CRC Press, 1998.
33. Figueiredo, I. Jordão, E. Volschan, I. Dezotti, M. Azevedo, J.P. *Desempenho de Produtos Químicos no Processo CEPT: Teste de Jarros e Escala Piloto*, 23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.
34. Franceschi, M. *et alli. Optimisation Of Coagulation-Flocculation Process Of Raw Water By Optimal Design Method*. Water Research n 36, 2002.
35. Freitas Bessa, M. *Tratamento de Água para Consumo Humano*. Rio de Janeiro: Fiocruz, 1997. Apostila.
36. Galembeck. *Introdução à Química dos Colóides e Superfície*. Anotações de aula, 2002.
37. Garcia, I. *Removal of natural organics matter by enhanced coagulation in Nicaragua*, Licentiate Thesis, Royal Institute of Technology, Stockholm, 2005.
38. Geng, Y, *Application of Flocc Analysis for Coagulation Optimization at the Splint Lake Water Treatment Plant*, master of science thesis in Manitoba University Winnipeg , 2005.
39. Ghosh, M. Amirthrajah, A. Adin, A. *Particle Destabilization for Tertiary Treatment of Municipal Wastewater by Filtration*, Water Science Technology, v. 30,n°9. IAWQ 1995.
40. Gregory, J. e Duan, J. *Hidrolizing Metal Salts as Coagulants*, Pure Applied Chemistry. v. 73, n 12. IUPAC, 2001.
41. Guigui, C. Rouch, J., Durand-Boulier, L. Bonnelye,V. Aptel, P. *Impact of Coagulation conditions on the In-Line Coagulation/UF Process for Drinking Water Production*, Desalination, 147, Elsevier, 2002.
42. Hespanhol, Ivanildo. *Cinética da Floculação de Suspensões Coloidais com Polieletrólitos Naturais*. Tese de Livre Docência.USP, 1982.
43. Hespanhol, Ivanildo. *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação* 3ª ed..Escrituras São Paulo, 2006.
44. Hudson, Herbert. *Water Clarification Processes*, Van Nostrand Reinhold Company, 1981.
45. Jafellici, Junior,M.: Varanda, L,L. *O Mundo dos Colóides*, Química Nova na Escola. n 9. 1999.
46. Kawamura, S. *Water Treatment Facilities*, 2 ed, Wiley, 2000.
47. Kemira. *About Water Treatment*, Kemira, 2003.

48. Kirchmer, C; Arboleda, J; Castro, M. *Polimeros Naturales y su Aplicación como Ayudantes de Floculación*, Cepis, Série documentos técnicos 2, Lima, Peru 1975.
49. Le Chevalier, M., Keung Au, K. *Water Treatment and Pathogen Control*. WHO, 2004.
50. Leal, F., Libânio, M. *Estudo da Remoção da Cor por Coagulação Química no Tratamento Convencional de Águas de Abastecimento*. ABES, Engenharia Sanitária, 2003.
51. Manaham. *Environmental Chemical*. CRC Press, 2001.
52. Metcalf & Eddy. Tchobanoglous, G (ed). *Wastewater Engineering*, 4 ed Mc Graw Hill, 2003.
53. Montgomery, J.M. *Water Treatment, Principles & Design*, J. Wiley, 1985.
54. Moyer, Jason. *The Roman Aqueducts and Water Systems*. Bowdoin, 1997.
55. Muñoz, S.; Roque, O.; Martinez, R. *Una Solucion Factible para la Clarificacion de Águas para Consumo Humano*, Revista Agua-Noticias Técnicas del Laboratorio, 2002.
56. MWH. *Water Treatment, Principles and Design*. 2 ed. Wiley, 2005.
57. Pavanelli, Gerson. *Eficiência de Diferentes Tipos de Coagulantes, na Coagulação, Floculação e Sedimentação e Água com Cor e Turbidez Elevada*, Dissertação de Mestrado, São Carlos: USP, 2001.
58. Pawlowski, U. ; Prado, M. *Alternativas para o tratamento de resíduos de fecularias*, Rev. Brasil Alimentos nº 22 - Outubro/Novembro de 2003
59. Pernitsky, D; Edzwald, J. *Solubility of Polyaluminium Coagulants*, Journal Aqua. n. 52, 2003.
60. Phipps & Bird, *Jar Test for Direct Filtration* in Jar Test Instructions, Technical Library, Water & Wastewater, Phipps&Bird, 2005.
61. Pimentel, J S. *Tratamento Físico-Químico de Esgotos e Reúso de Efluentes, Cada Idéia tem seu Tempo*, Fórum Ambiental em 26/08/2004.
62. Piveli, R. *Curso Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-Químicos*, Notas de Aula, EEUSP, 2001.
63. Polasek. P.; Mutl, S. *Optimisation Of Reaction Conditions Of Particle Aggregation In Water Purification*. Water SA, 2005.
64. Qasim, S.; Mothley, E.; Zhu, G. *Water Works Engineering*. P. Hall, 2000.
65. Ravina, L. *Coagulation & Flocculation*. Zeta-Meter Inc, 1993.
66. Resende, M.; Carvalho, E. *Ensaio de Coagulação e Floculação para Utilização na Estação de Esgotos de Goiânia*, XXVIII Congresso da AIDIS, Cancun, 2002.

67. Reynolds, T. *Unit Operations and Processes in Environmental Engineering*, PWS Publishers, 1982.
68. Rocha, W.. *Interações Moleculares*. Anotações de aula, 2003.
69. Rodrigues, C..*Aproveitamento da casca do camarão: quitina e polímeros derivados*, Workshop Brasileiro em Aproveitamento de sub-produtos do pescado, Univali, Itajaí, SC, 2003.
70. Sanks, R. (ed). *Water Treatment Plant Design* 4 ed, 1982.
71. Sengik, E. *Os Colóides do Solo*. Apostila, 2005.
72. Silva, Salesa, Telma. *Estudo de Tratabilidade Físico-Química com uso de Taninos Vegetais em Água de Abastecimento e de Esgoto*. Dissertação de Mestrado, Fiocruz 1999.
73. Silva, D.; Corrêa, P.; Firme, L.; Neves, L. *Caracterização Físico-Química De Frutos De Quatro Cultivares De Quiabo*. v.23, n.3, p.722-725, Brasília: Horticultura Brasileira.
74. Tucci,C. *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação* 3ª ed..Escrituras São Paulo, 2006.
75. Ujvari, S. *Meio Ambiente & Epidemias*. Editora Senac, 2004.
76. Vaerzi, F.; Nouri, J.; Gharsri, A. *Improvement of NOM Removal from Water resources by Modifying the Coagulation Process*, Iranian Journal of Environmental Health Science Engineering, v.2, n.I, 2005.
77. *Revista Veja*, ed. n°. 1959,pg nº50, 7 /06/ 2006.
78. Vianna, M. *Hidráulica Aplicada as Estações de Tratamento de Água*, 3 ed. Belo Horizonte: Imprimatur, 1997.
79. Von Sperling, M. *Lodos Ativados*, 2ª ed. DESA/UFMG 2002
80. Wagner, E.G & Pinheiro, R.G. *Upgrading Water Treatment Plants*. Spon Press, 2001.
81. WHO. *Drinking Water Guidance Manual*, WHO 2003.
82. Yao, B.; Assidjo, E.; Gueu, S.; Ado, G. *Study of the hibiscus esculentus mucilage coagulation-flocculation activity*, Journal of Applied Sciences and Environmental Manangement. v 9. n 1, 2005

ANEXO 1

Metodologia de *Jar Test*



Fig. 1. Equipamento de *jar test* utilizado nos experimentos em escala laboratorial

1. Procedimentos

1.1. Introdução

O *jar test* ainda é o método mais usado para se avaliar o processo de coagulação e floculação. Quando bem conduzido, os dados obtidos são de muita utilidade para a otimização da clarificação na estação de tratamento de água e esgoto quando é feita a coagulação química. Os ensaios têm como principal objetivo a possibilidade de reprodução na ETA e ETE dos testes realizados em bancada, quer seja na dosagem apropriada dos produtos químicos, quer seja no gradiente de velocidade na coagulação e floculação, bem como na determinação da velocidade de sedimentação ou flotação dos flocos ou na escolha ou melhor diluição do coagulante.

A dosagem ótima do coagulante é determinada em teste empírico denominado *jar test*, que foi introduzido em 1918 por Baylis e Langelier, e ainda é usado, pois simula em ensaio de bancada os processos e operações que ocorrem na estação de tratamento. No entanto, devido às características exclusivas da água bruta e da ETA ou ETE, não é possível a padronização do *jar test*, sendo adaptadas diretrizes gerais para cada caso específico,

sendo de grande importância na determinação da dosagem de coagulante, do polímero e de alcalinizante ou acidificante.

O conhecimento das etapas do tratamento de água e ou esgoto torna mais próximo da realidade o *jar test*, podendo os dados obtidos serem aplicados no desempenho da estação. O tratamento deve ser feito com razoável economia e grande segurança, sendo o *jar test* imprescindível para obtenção dos objetivos e metas. O *jar test* resume-se em um aparelho com agitação mecânica independente e seis frascos, normalmente quadrados, de 115 x 115 mm, com volume de 2 litros. Coloca-se o volume de água a ser testado nos jarros e agita-se com a rotação máxima do equipamento para a dosagem do coagulante.

1.2. Jar Test para Tratamento do tipo Completo ou Convencional

- A agitação é feita durante tempo que varia de 30 a 120 segundos, similar à mistura rápida que é feita na ETA ou ETE.
- A rotação do equipamento de jar test é reduzida para valor entre 20 e 50 rpm, compatível com o gradiente de velocidade da floculação, sendo a duração desta etapa de 10 a 30 minutos.
- Interrompe-se a agitação e os flocos sedimentam de forma semelhante à que ocorre no decantador em tempo de 10 a 30 minutos.
- Durante a decantação, as amostras de água podem ser coletadas em intervalos de tempo e analisadas com relação aos parâmetros significativos, para determinação da velocidade de sedimentação, sendo a coleta realizada ao mesmo tempo em todos os jarros. Estas amostras podem ser ainda filtradas em filtro de 0,45 µm ou papel Whatman 40, para simular a filtração.

1.3. Aplicação do jar test

1.3.1. Dispersão do coagulante, do polímero e de outros reagentes.

- Efetividade da mistura rápida baseada no gradiente de velocidade (G) do aparelho e da ETA;
- Determinação da dosagem ótima de coagulante, do polímero e de alcalinizante, quando requerido;

- Efeito da aplicação do coagulante e do polímero, com métodos e meios, inclusive diluição destes produtos x eficiência;
- Tempo ótimo e seqüência de aplicação dos reagentes químicos;
- Efeito do pH no processo de tratamento;
- Efeito da reciclagem de lodo de decantadores e da água da lavagem de filtros.

1.3.2. Floculação

- Tempo ótimo de floculação;
- Ótimo valor de G e o tempo apropriado para este gradiente;
- Escalonamento adequado do gradiente de velocidade;
- Efeitos de sub e super agitação no floculador.

1.3.3. Sedimentação

- Turbidez da água decantada para distintas velocidades de sedimentação, buscando simular as taxas aplicadas no decantador.

1.3.4. Filtração

- Carga do floco nos filtros;
- Determinação da possibilidade de filtração direta;
- Turbidez aproximada do filtrado.

1.4. Protocolo para realização do *jar test*:

1.4.1. Planejamento

Seleção do coagulante e auxiliares

- Seleção do coagulante a ser usado e da dosagem ótima;
- Seleção do auxiliar de coagulação a ser usado e da melhor combinação;
- Determinação do pH ótimo de coagulação;
- Determinação de parâmetros de operação x eficiência.

Seleção da água ou efluente a ser tratada

- Água ou efluente bruto;
- Água ou efluente coagulado;
- Água ou efluente floculado;
- Água ou efluente decantado
- Água pré-oxidada com cloro, ozônio ou permanganato de potássio;
- Água ou efluente misturado com água de lavagem de filtros;

Informações pretendidas.

- Turbidez (indicador de remoção de material particulado);
- Cor (indicador de remoção de substâncias húmicas);
- Alcalinidade (a coagulação depende da reação química com álcalis);
- pH;
- Temperatura (influi de forma inversa na dosagem de coagulante).
- DQO e ou DBO
- COD e ou COT

Programa do teste:

Faz-se a dosagem dos reagentes com dosagem inicial entre 5 a 120 mg/L. Normalmente, as dosagens mais baixas são usadas para águas com menor cor e/ou turbidez, e as maiores dosagens, são proporcionais à cor e turbidez e principalmente para efluentes. O pH de coagulação para sulfato de alumínio deve estar entre 5 e 8 (fora desta faixa não ocorre coagulação), e para sais de ferro entre 5 e 11. Os parâmetros da água e efluente brutoa e decantado a considerar são: turbidez, cor e pH, DQO etc., sendo a alcalinidade somente da água bruta.

Condições a serem testadas:

A utilização dos dados gerados no *jar test* está ligada diretamente às condições a serem testadas ou simulações de procedimentos de escala reais. Em ETAs e ETEs com decantação ou flotação, o procedimento será o de usar o gradiente de velocidade e o tempo

de detenção da mistura rápida na unidade, como gradiente de velocidade igual ao da floculação, mas com a metade do tempo de detenção, pois que o *jar test* é reator estático. A retirada de amostras durante a sedimentação ou flotação deve ser adequada à velocidade de sedimentação ou flotação na unidade da estação de tratamento.

1.4.2. Identificação e preparo dos reagentes químicos a testar:

- Solução mãe ou estoque usada no *jar test*.

Coagulantes

- Sulfato de alumínio – concentração de 100 g/l ou do tanque de solução, sendo diluída para concentração de 2 g/L quando da execução do ensaio, com tempo de uso de 1 semana;
- Solução de cloreto férrico – idem à anterior;
- Solução de policloreto de alumínio – idem à anterior

Alcalinizantes

- Solução de hidróxido de sódio – concentração de 100g/L ou do tanque de solução/suspensão, sendo diluída para 2 g/l na execução do ensaio.
- Suspensão de cal hidratada – idem à anterior;
- Solução de barrilha – idem à anterior.

Auxiliar de coagulação e floculação

- Solução de polímero – concentração de 0,1g/l; tanto para pó quanto para a emulsão que deve ser pesada para fazer a solução, com tempo de uso de 1 semana.

1.4.3. Condução do ensaio

Determinação da dosagem do coagulante

Caso o coagulante já seja usado na ETA ou ETE, deve-se usar a dosagem do coagulante aplicado na ETA no frasco de número 3 ou 4 do *jar test* com seis jarros e usarem-se dosagens inferiores nos frascos anteriores, e superiores, nos frascos posteriores, sendo

normalmente feita variação de 2 em 2mg/L, podendo-se estreitar ainda mais a faixa de variação.

Caso não seja aplicado este coagulante na ETA, ou se for a primeira vez na qual é realizado o *jar test*, ou ainda o coagulante é diferente do usado na ETA ou ETE, deve-se trabalhar com faixa de coagulação mais ampla, como por exemplo: 5; 15; 25; 35; 45; 55 mg/L etc. e após o primeiro ensaio, será feito outro teste com faixa mais estreita, no caso de boa eficiência no teste inicial em torno da dosagem com maior remoção ou menor turbidez da água decantada, em caso contrario a faixa deve ser ampliada.

2. Ensaio no Mecanismo da Varredura

Determina-se e marca-se em planilha: turbidez, cor, pH e alcalinidade da água bruta, e DQO no caso de efluente para comparação de eficiência de iguais parâmetros da água ou decantado ou flotado, no final do *jar test*.

Marca-se em planilha a dosagem, o tempo de mistura rápida, de floculação e de sedimentação ou flotação e a seqüência de coagulantes.

Aplica-se o coagulante nos jarros com concentração de 2 g/L e dosagem variada entre 15 a 100 mg/L ao mesmo tempo, com duração da mistura rápida de 30 a 120 segundos.

Caso seja repetido o ensaio para faixa estreita de dosagem, deve-se usar o mesmo tempo para todos os ensaios, salvo quando é feita pesquisa do tempo para a mistura rápida do coagulante.

Sendo necessário alcalinizar, aplica-se o alcalinizante com concentração de 2 g/L, e dosagem variada para a mesma dosagem de coagulante, cerca de 1 minuto antes da aplicação do coagulante, na máxima rotação do equipamento.

Sendo aplicado polímero catiônico como auxiliar de coagulação, dosam-se valores distintos para igual dosagem de coagulante.

Findo o tempo da mistura rápida, reduz-se a rotação do equipamento de *jar test* para o valor que corresponde ao gradiente de velocidade usado na floculação, normalmente com 40 rpm.

Pode-se fazer o escalonamento do gradiente de velocidade com seqüência e tempo similar ao da ETA, para que o ensaio seja o mais representativo das operações e processos do tratamento de água realizado na estação.

Recomenda-se usar no *jar test* metade do tempo de floculação da ETA ou ETE, pois o ensaio de bancada não está sujeito ao efeito de “curto circuito hidráulico” que ocorre no floculador de escala real.

Após a floculação com duração de 10 a 20 minutos, desliga-se o aparelho e deixa-se em repouso para que ocorra a decantação em tempo inferior ao de sedimentação ou flotação.

Deve-se usar o tempo que produz a velocidade de sedimentação do decantador da ETA ou ETE entre 1 a 2 cm/min.

Ao final, faz-se a coleta de amostras à determinada profundidade e em igual tempo para todos os jarros, sendo determinada a turbidez, a cor e o pH das amostras com volume de cerca de 50 mL ou para determinar a DQO no caso de esgoto.

O frasco que apresentar menor turbidez ou DQO terá a dosagem adotada ou confirmada na estação de tratamento, para essa qualidade da água bruta ou do esgoto.

2.1. Jar test com polímero como auxiliar de floculação

Após determinar a melhor dosagem de coagulante, deve-se pesquisar a melhor dosagem de polímero aniônico ou não iônico (mais comum como auxiliar de floculação), repetindo-se o *jar test* com a dosagem ótima do coagulante em todos os jarros, a mistura rápida com o máximo de rotação do aparelho e duração igual à do ensaio anterior. Finda esta etapa, reduz-se a rotação para o gradiente da floculação usado no ensaio de determinação do coagulante e após 4 minutos de agitação lenta, aplica-se a dosagem do polímero com concentração de 0,1 g/L, sendo usada dosagem variando de 0,1 a 5 mg/L, ou seja, aplica-se de 2 a 100 mL nos seis frascos.

Ao término da floculação, faz-se tomadas de amostras com tempos distintos para determinar a velocidade de sedimentação. A velocidade de sedimentação é determinada em função da relação entre a profundidade e o tempo de sedimentação, sendo que a maioria dos decantadores são projetados com velocidade de sedimentação inferior a 2 cm/min, pois, de acordo com Hudson, esta é a velocidade de assentamento do floco brando de sulfato de

alumínio. Ainda de acordo com Di Bernardo, justifica-se a aplicação de polímero para velocidades de sedimentação superiores a este valor, ou ainda, quando os flocos têm baixa velocidade de assentamento. Portanto, são usados tempos de sedimentação que resultem velocidade de, por exemplo: 7 cm/min; 3,5 cm/min; 2,34 e 1,75cm /min, para profundidade de 7 cm e coleta com 1; 2; 3 e 4 minutos de decantação.

As amostras retiradas nos tempos mencionados devem ser usadas para determinação da turbidez da água decantada e serão produzidos gráficos e tabelas, possibilitando a escolha adequada da dosagem econômica do polímero, pois este tem custo de cerca de 50 vezes o do coagulante. Desta forma, deve-se aplicar polímeros como auxiliares de floculação, quando existir necessidade, o que será devido à turbidez excessiva da água decantada ou flotada.

3. Ensaio no Mecanismo de Adsorção e Neutralização

3.1. Jar test para filtração direta.

A filtração direta que é composta pela filtração precedida invariavelmente da coagulação, pode ter também a floculação antes da filtração em algumas situações, que convencionou-se atualmente nos Estados Unidos em denominar de FILTRAÇÃO DIRETA, enquanto o arranjo no qual somente tem a coagulação e a filtração descendente esta sendo denotado por FILTRAÇÃO EM LINHA. Os filtros de fluxo ascendente são denominados por Di Bernardo (2005) de filtração direta, pois que a floculação ocorre na camada inferior de seixo rolado destas unidades.

A economia potencial da filtração direta em custos de implantação e de operação torna este processo de tratamento de água muito atraente, apesar de a redução de custo associada ao consumo de coagulante e com conseqüente diminuição na produção de lodo, ser menos enfatizada que a redução de custo de construção da ETA, porém a economia de manutenção e principalmente de operação é um item para todo o horizonte do projeto, sendo que em muitos tipos de água, principalmente no caso de baixa turbidez e cor moderada, este é o processo mais indicado, sendo no caso de águas ou efluentes com cor elevada ou algas a floto-filtração uma das alternativas mais interessantes.

3.2. Metodologia de *Jar Test* para Filtração Direta (traduzida de Phipps & Bird)

Etapa 1. Determinar e gravar a turbidez da água bruta

Etapa 2. Filtrar a água bruta em papel de filtro Whatman #40; determinar e gravar a turbidez.

Etapa 3. Encher os jarros de 2 litros com a água bruta e escolher a dosagem (item 1.2)

Etapa 4. Medir a dosagem do coagulante e do polímero

Etapa 5. Com o equipamento de *jar test* na máxima rotação, faz-se a adição do coagulante e do polímero, sendo usual esta seqüência, com intervalo de cerca de 30 a 60 segundos. A agitação destes produtos químicos na água é feita durante 1 a 2 minutos. Ainda com agitação máxima, retire 200 mL de amostra, de cada um dos jarros.

Etapa 6. Filtre em papel de filtro Whatman #40 (descarte os filtros).

Etapa 7. Depois de 3 ou 4 minutos de agitação com 50 rpm retire outras amostras de 200 mL.

Etapa 8. Filtre estas amostras em filtro Whatman #40 (descarte os filtros).

Etapa 9. Determine e grave a turbidez de todas as amostras.

Etapa 10. Tabele os dados e faça gráficos.

Os estudos em unidades piloto são necessários para determinar os critérios de projeto para a filtração direta, pois que este tipo de tecnologia de tratamento ainda carece de dados e de sistematização de conhecimento e devem ser realizados após determinação da qualidade da água bruta ou do efluente com relação à turbidez, que durante 100% do tempo deve ser inferior a 100 unidades de turbidez, durante 95% deste período seja inferior a 50 uT e durante 90% do tempo tenha turbidez menor que 25 uT e iguais valores com relação à

cor, cuja unidade é a Hazen. Para os coliformes totais, o limite é de 5000 NMP/100 mL, de acordo com Di Bernardo, para os casos de filtração direta, na qual é feita a coagulação química, a floculação e a filtração ou ainda filtração em linha onde é feita apenas a coagulação e a filtração.

4. Análise dos dados

Determina-se a turbidez da água decantada com tempos de sedimentação de 1 minuto ou 7 cm/min de velocidade de sedimentação, de 2 minutos ou 3,5 cm/min de velocidade de sedimentação, de 3 minutos ou 2,34 cm/min de velocidade de sedimentação e de 4 minutos ou 1,75 cm/min de velocidade de sedimentação, para estabelecer a viabilidade do uso do polímero como auxiliar de floculação, devendo-se comparar a melhor combinação de coagulante e auxiliar de floculação com a melhor dosagem de coagulante do ensaio anterior. Para isto, é comum usar o primeiro jarro sem o polímero, verificando-se a eficiência de redução da turbidez, bem como, a velocidade de sedimentação, que é determinada com a relação entre a altura da tomada de amostras e o tempo de sedimentação, sendo muito significativa no caso de comparação de coagulantes e de polímeros. Estes parâmetros podem ser melhor analisados em gráficos..

5. Equipamentos e materiais necessários para o *jar test*

5.1. Equipamento de *jar test*

Com seis, quatro ou três cubas, de preferência quadradas com dimensão de 11,5x11,5 cm e altura de 21cm, comportando volume de 2 litros, maior rotação de no mínimo de 150 rpm, sistema para conhecimento do gradiente de velocidade e com coleta submersa de amostras de forma direta ou através de sifão.

5.2. Equipamento analítico

Para determinação da: turbidez (turbidímetro nefelométrico), cor (colorímetro aqua nessler), pH (pHmetro de bolso ou bancada) e temperatura em locais com variação acentuada (termômetro).

5.3. Vidraria

5.3.1. Buretas, Béqueres, Balões Volumétricos, Erlenmeyeres

De (10; 25; 50 e 100 mL) e pipetas (1; 5; 10; 25 e 100 mL) para determinação da: alcalinidade. De (10; 50;100;250; 500 e 1000 mL) para diluição e preparo de soluções

5.3.2. Provetas , Bastão De Vidro e Agitador Magnético

De 50; 100; 500 e 1000 mL.

5.3.3. Papel de Filtro *Whatman* Nº 40

5.3.4. Planilha apropriada à anotação dos dados do *jar test* e da água bruta

Observação: Todos os materiais que são denominados por vidraria podem ser substituídos por polietileno, para maior durabilidade e segurança dos operadores.

6. Diluição e Preparo de Soluções e Suspensões

A solução de sulfato de alumínio, cloreto férrico, cal hidratada ou barrilha, com concentração de 2 g/L é obtida por diluição da solução do tanque de solução ou suspensão de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$; Fe Cl_3 ; $\text{Ca}(\text{OH})_2$; e Na_2CO_3 na casa de Química da ETA, na qual é realizado o *jar test*. A fórmula para diluição é:

$$C_1 \times V_1 = C_2 \times V_2$$

Onde:

C_1 = concentração da solução no tanque da ETA, sendo usual de 40 g/L;

V_1 = volume de amostra do tanque de solução (mL);

C_2 = concentração da solução a ser usada no jar test (2 g/L para coagulante, alcalinizante e 0,1 g/L para polímero);

V_2 = volume da solução a ser usada no jar test (usual 500 mL).

Portanto:

$$V_1 = C_2 \times V_2 / C_1 = 2 \text{ g/L} \times 500 \text{ mL} / 40 = 25 \text{ mL}$$

A diluição é feita com a água tratada da ETA (usada no preparo dos tanques de solução e suspensão) em *Erlenmeyer* ou em balão volumétrico com volume de 500 mL. Nesta solução ou suspensão com concentração de 2g/L, cada 1 mL tem 2 mg, que ao serem colocados no jarro de 2 L, darão uma dosagem de 1 mg/L ou, no caso de se aplicar 15 mL no jarro, tem-se a dosagem de 15 mg/L.

No caso de polímeros usados como auxiliares de floculação, a concentração a ser usada no *jar test* é de 0,1 g/L; portanto, para preparar 100 mL de solução, deve-se pesar 10 mg do polímero em pó ou em emulsão e dissolver ou diluir para 100 mL em *Erlenmeyer* ou balão. Cada 1 mL desta solução terá 0,1 mg do polímero, que posto no jarro de 2 L, dará dosagem de 0,05 mg/L. São normalmente usadas dosagens de 0,1 a 0,6 mg/L, aplicando-se de 2 a 12 mL desta solução para se produzir as dosagens usadas nos testes. Estas soluções e suspensões podem ser usadas durante uma semana, sem que ocorra perda da eficiência destes produtos químicos.

7. Aplicação dos dados do *jar test* na ETA ou ETE

Para fazer a transposição dos dados do *jar test* para a ETA ou ETE deve-se usar a fórmula:

$$Q_s = (Q_e \times D) / C,$$

onde:

Q_s = vazão da solução a ser dosada na ETA ou ETE (L/h)

Q_e = vazão da ETA ou ETE em (m³/h)

D = dosagem da solução em (mg/L = g/m³)

C = concentração da solução a ser dosada em (g/L).

ANEXO 2

ENSAIOS REALIZADOS COM ÁGUAS EM CUIABÁ E ITAPEMA

Tabelas Resultantes dos Ensaios com Águas (*jar test*)



Figura 1. Equipamento de *jar test* usado nos ensaios em Itapema

1. Cuiabá (MT)

1.1. Rio Coxipó

Manancial é o rio Coxipó em Cuiabá/MT com os seguintes parâmetros:

Alcalinidade = 5 mg/L; pH = 6,7; Cor aparente da água bruta = 45 uH; Turbidez da água bruta = 24,15 uT.

Teste com Mucilagem do Quiabo Imaturo

Tabela AX 2.1.

Jarro/ Parâmetros	1	2	3	4	5	6	7	8
Sulfato de Alumínio (mg/L)	15	15	15	15	15	15	15	15
Quifloc fresco (mg/L)	0	2,5	5	7,5	8,5	10	12,5	15
Turbidez (uT)								
Tempo de sedimentação (min)								
Velocidade de sedimentação (cm/min)								
3,75	22,6	10,9	5,94	6,9	7,03	4,7	4,97	7,78
1,75	18,2	7,46	3,67	4,52	7,54	3,72	4,11	5,07
1,17	13,1	5,66	4,48	3,72	4,29	3,06	2,76	3,47
0,875	7,86	4,36	2,56	2,53	3,56	2,62	1,85	2,76
0,7	5,04	3,71	2,12	1,73	1,9	1,83	1,49	2,18

1.2. Rio Cuiabá

Água bruta com as seguintes características:

Turbidez = 62 uT; Cor Aparente = 250 uH; pH = 7,3; Alcalinidade = 36 mg/L

Teste com Solução do Quiabo Maduro (Quifloc)

Tabela AX 2.2.

Primeiro Teste	Jarros	1	2	3	4	5	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	26	26	26	26	26	26
	Dosagem do Quifloc	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
	Tempo de sedimentação	10	20	30	40	50	60
	Turbidez da água decantada (uT) $Al_2(SO_4)_3 = 26\text{mg/L}$	30	8	5	5	4	4
	Turbidez da água decantada (uT) QF= 1,5 mg/L e Al= 10 mg/L	5	3	2	2	2	2

2. Itapema

2.1. Teste com água do córrego Areal.

O tratamento é do tipo filtração direta, realizado em filtros de fluxo ascendente com vazão de 80 L/s, portanto a coagulação com sulfato de alumínio líquido foi na região de adsorção e neutralização, pois esta é a forma usada na coagulação química para o tratamento da água deste manancial

Testes com Polímero Natural do Quiabo maduro e seco, aplicados após coagulação química com solução diluída de sulfato de alumínio líquido, na região de adsorção e neutralização, nas águas dos sistemas de Areal, Morretes e São Paulinho, onde o tratamento é do tipo filtração direta, em filtros de areia com fluxo ascendente. Na região de varredura no sistema de Sertãozinho, onde é do tipo completo ou convencional, com mistura rápida, floculação hidráulica, sedimentação laminar e filtração em leito de antracito e areia. Com a água do córrego Areal foram feitos testes de coagulação nos mecanismos de varredura e adsorção / neutralização.

Tabela AX 2.3.

Primeiro Teste	Jarros	1	2	3	4	5	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	6	8	10	12	14	16
	Dosagem do Quifloc	-	-	-	-	-	-
	Turbidez da água decantada (uT)	-	-	3,44	2,20	1,74	1,72
	Cor da água decantada (uH)	-	-	20	10	5	5
	pH da água decantada	-	-	7,2	7,2	7,2	7

Tabela AX 2.4.

Segundo Teste	Jarros	1	2	3	4	5	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	16	16	16	16	16	16
	Dosagem do Quifloc	0	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
	Turbidez da água decantada (uT)	1,81	1,7	1,84	2,01	2,11	1,57
	Cor da água decantada (uH)	10	10	10	10	10	5
	pH da água decantada	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0

Tabela AX 2.5.

Terceiro Teste	Jarros	1	2	3	4	5	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	2	4	6	8	10	12
	Dosagem do Quifiltro	-	-	-	-	-	-
	Turbidez da água decantada (uT)	6,20	4,18	2,15	1,12	2,74	3,62
	Cor da água decantada (uH)			20	10	5	5
	pH da água decantada	7,4	7,3	7,2	7,2	7,2	7

Tabela AX 2.6.

Quarto Teste	Jarros	1	2	3	4	5	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	3	5	7	9	11	13
	Dosagem do Quifiltro	-	-	-	-	-	-
	Turbidez da água decantada (uT)	5,2	2,72	0,81	1,32	2,81	3,7
	Cor da água decantada (uH)	20	15	5	10	10	10
	pH da água decantada	7,3	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2

Tabela AX 2.7.

Quinto Teste	Jarros	1	2	3	4	5	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	7	7	7	7	7	7
	Dosagem do Quifiltro	0	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
	Turbidez da água decantada (uT)	0,81	0,62	0,63	0,67	0,71	0,58
	Cor da água decantada (uH)	5	5	5	5	5	5
	pH da água decantada	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2

2.2. Teste com água do córrego Sertãozinho

O tratamento do tipo completo, com coagulação química, floculação, decantação e filtração, portanto, a coagulação com sulfato de alumínio da água deste manancial foi na região da varredura.

Tabela AX 2.8.

Primeiro Teste	Jarros	1	2	3	4	5	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	6	8	10	12	14	16
	Dosagem do Quifloc	-	-	-	-	-	-
	Turbidez da água decantada (uT)	6,14	2,33	3,80	2,54	1,60	1,89
	Cor da água decantada (uH)	-	-	-	-	-	-
	pH da água decantada	7,2	7,2	6,8	6,8	6,8	6,8

Tabela AX 2.9.

Segundo Teste	Jarros	1	2	3	4	5	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	14	14	14	14	14	14
	Dosagem do Quifloc	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5	3,0
	Turbidez da água decantada (uT)	3,91	1,36	1,06	1,28	1,39	2,34
	Cor da água decantada (uH)	10	10	10	10	10	5
	pH da água decantada	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8

Tabela AX 2.1.0

Terceiro Teste	Jarros	1	2	3	4	5	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	14	14	14	14	14	14
	Dosagem do Quifloc	0	0,4	0,6	0,8	1,0	1,5
	Turbidez da água decantada (uT)	3,41	2,86	1,81	2,01	2,10	2,28
	Cor da água decantada (uH)	10	10	10	10	10	5
	pH da água decantada	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8

2.3. Teste com água do rio Pereque

A unidade de tratamento de água a ser construída para tratar água deste manancial é do tipo filtração direta, em filtros de fluxo ascendente, portanto a coagulação química foi feita na região de adsorção e neutralização

Tabela AX 2.11.

Primeiro teste	Jarros	<u>1</u>	<u>2</u>	<u>3</u>	<u>4</u>	<u>5</u>	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	2	4	6	8	10	12
	Dosagem do Quifiltro						
	Turbidez da água filtrada uT	2,12	1,32	1,66	2,11	2,86	3,56

Tabela AX 2.12.

Segundo teste	Jarros	<u>1</u>	<u>2</u>	<u>3</u>	<u>4</u>	<u>5</u>	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	4	4	4	4	4	4
	Dosagem do Quifiltro	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0	1,2
	Turbidez da água filtrada uT	0,59	0,68	0,73	0,99	1,15	1,61

Tabela AX 2.13.

Terceiro teste	Jarros	1	2	3	4	5	6
	Dosagem de $Al_2(SO_4)_3$	4	4	4	4	4	4
	Dosagem do Quifiltro	0,3	0,5	0,7	0,9	1,1	1,3
	Turbidez da água filtrada uT	0,61	0,65	0,72	1,15	1,26	1,54

ANEXO 3

Ensaio realizados na TECMA com efluente do Rio Zôo

Tabelas Resultantes dos Ensaio com Esgoto (reator de bancada e *jar test*)

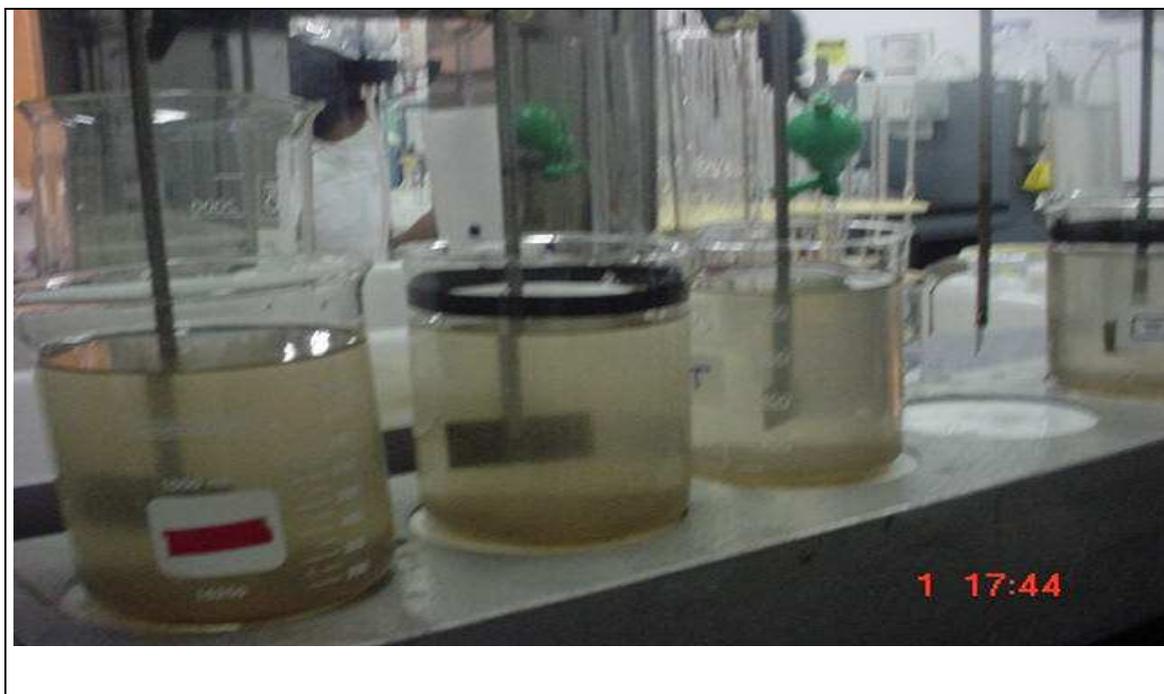


Figura. 1. Equipamento de *jar test* usado nos ensaio na TECMA - RIO

Estação de Tratamento de Esgoto por Lodos ativados do Rio Zôo / TECMA

1. Aplicação do polímero natural do quiabo no efluente do tanque de aeração.

1.1. Aplicação de quiabo maduro no efluente, em reator de bancada, sem coagulação química.

Tabela AX 3.1. Ensaio 1

Reator / Parâmetros	1	2
Dosagem de Quifloc (mg/L)	0	0,2
Turbidez do sobrenadante (uT)	6,5	6,4

Tabela AX 3.2. Ensaio 2

Reator / Parâmetros	1	2
Dosagem de Quifloc (mg/L)	0	0,4
Turbidez do sobrenadante (uT)	6,5	5,4

ANEXO 4

Histórico de Tratamento de Água

1. Início

Evidências da consideração dos povos antigos pela qualidade das águas são apresentadas na Bíblia Sagrada, no antigo e no novo testamento, assim como em pinturas encontradas em escavações de tumbas egípcias e em escritos sânscritos. São testemunho das diversas formas de purificação da água entre povos antigos e de acordo com Baker e Taras, *apud* Arboleda (2003), “o homem persistentemente procura água pura há milênios”. Segundo Ujvari (2004), o homem começava a conhecer as epidemias diarréicas decorrentes da própria alteração do meio ambiente e os 10 mil anos seguintes seriam marcados por duas histórias paralelas: de um lado, a história humana, com civilizações e impérios se sucedendo e ocasionando alterações no meio ambiente; e de outro, a própria história das alterações sofridas pelos cursos naturais das águas. Uma interferia na outra, e, como consequência, as epidemias diarréicas surgiam ou se abrandavam.

De acordo com Baker (1985), no ano 2000 a.C. os médicos sânscritos recomendavam “manter a água filtrada em carvão vegetal e em vasilhas de cobre, expostas à luz do sol”, sendo que outros documentos da época declaravam que a água impura devia ser purificada com fervura ou com ferro em brasa. Hipócrates (460-377 a.C.) incentivava ferver e filtrar a água de chuva, costume transmitido da Grécia para Roma, onde o alúmen era usado para a clarificação. De acordo com Faust e Aly (1998), 2000 a.C. os egípcios usavam amêndoas para a coagulação, enquanto os romanos usavam o giz de Rhodes (cal) e a argila da Itália (alúmen) com o mesmo propósito. No ano 77 a.C., Plínio menciona as propriedades coagulantes do sulfato de alumínio.

Os onze maiores aquedutos romanos foram construídos entre 312 a.C (*Aqua Appia*, com 16 km) e 226 d.C (*Aqua Alexandrina*, com 22 km), sendo mais extenso o *Aqua Anio Novus*, construção iniciada por Calígula (12-41 d.C.) e completada por Claudius (10-54 d.C.), com cerca de 92 km. Os aquedutos de Roma foram dimensionados para abastecer população acima de um milhão de habitantes, com taxa *per capita* superior a 1000 L/dia, mais que cinco vezes a quota dos tempos atuais. Com a deposição de Rômulo Augusto, em consequência dos ataques dos povos germânicos, ditos bárbaros pelos romanos, a autoridade imperial deixou de existir no Ocidente no ano 476 d.C, cessando o zelo que existia em Roma com relação à qualidade das águas usadas no abastecimento de suas colônias (eram cerca de duzentas com aquedutos). Roma, no século II, tinha mais de um milhão de habitantes, mas as invasões e o feudalismo fizeram desaparecer quase totalmente a vida urbana na Europa. As cidades que sobreviveram à

decadência do Império Romano transformaram-se em meras residências de bispos e de senhores feudais, pouco vinculadas a sua zona rural.

A partir do século XI, o processo de empobrecimento começou a se reverter nos reinos europeus. Muito lentamente, a organização feudal da sociedade passou a dar lugar a uma nova ordem, em que o papel econômico mais dinâmico passou à burguesia urbana. A abertura de novas lavouras, o crescimento demográfico e técnicas mais modernas ocasionaram o aumento da produtividade agrícola e provocaram excedentes de mão-de-obra e de produção agrícola que beneficiariam o desenvolvimento das cidades.

Londres, até o século XVI, tinha menos de cem mil habitantes, e a Paris do século XIII não alcançava duzentos mil, mas com Luís XIV a população chegou a meio milhão. Devido à baixa concentração urbana, os problemas de contaminação eram pequenos. Apesar da pandemia de peste negra em 1347, que produziu até vinte e cinco milhões de mortes na Europa, nos séculos seguintes as epidemias foram mais esporádicas e menos virulentas. Ainda assim, a Europa, entre os séculos XVI e XIX, foi muito suja, com latrinas sobre os mananciais. Em algumas cidades, como Londres, os banhos eram esporádicos e os dejetos eram lançados nos transeuntes.

Ponzo, médico italiano, projetou em 1685, o primeiro filtro múltiplo, com sentido de filtração ascendente e descendente e, em 1703, foi feita pelo cientista francês La Hire, a proposição à Academia de Ciências da França, “de que todos os domicílios deveriam ter cisterna para armazenar água de chuva e filtro de areia para a purificação”, tendo então surgido a necessidade de purificar a água de consumo doméstico, pois as águas superficiais estavam contaminadas. Segundo Arboleda (2003), o descobrimento da vida microscópica, realizado por Pasteur, em 1860, que usou o genial invento do microscópio de Jansen (1590) e de Van Leeuwenhoek (1680), foi o marco da mudança na medicina da “teoria miasmática ancestral para entrar na era da bacteriologia moderna”. Explicou-se assim, de forma rigorosamente científica, a inter-relação existente entre os organismos patógenos e a água de beber como veículo de transmissão das enfermidades gástricas.

De acordo com Murgel Branco, Azevedo e Tundisi (2006) as grandes epidemias de doenças bacterianas de veiculação hídrica, como a febre tifóide e o cólera que dizimaram populações na Europa, a partir de 1850, foi conseqüência da reforma sanitária implantada por Chadwick na Inglaterra a partir de 1847 e que foi adotada por outros países da Europa e da América, foi introduzido com esta reforma sanitária o uso de descarga hidráulica nas residências e a construção do sistema unitário de esgoto, o *tout à l'égout*, onde eram ligados os domicílios.

De acordo com Arboleda (2003) pouco depois em 1854, foi feita a comprovação de transmissão do cólera por veiculação hídrica, pelo estudo epidemiológico do Dr John Snow, ao analisar a epidemia de cólera em Londres, e verificar que a disseminação da doença devia-se à água da bomba de um poço situado na Rua Broad, no Soho, onde a maior parte das vítimas recolhia água para consumo. Em um período de dezessete semanas, mais de setecentas pessoas haviam morrido na Rua James Parish. Snow estudou detalhadamente seus hábitos e verificou que a maioria se abastecia do poço na Rua Broad. Logo depois, descobriu que um vazamento da linha de esgotos que passava junto ao poço drenava justamente a casa onde havia sido registrado o primeiro caso de cólera, o que o levou a associar a disseminação da doença com a água contaminada. Isso aconteceu quase uma década antes da teoria do químico Pasteur sobre a propagação de doenças através de micróbios e quase três décadas antes da identificação, de doenças causadas por microrganismos existentes na água de abastecimento, pelos médicos Koch e Lister (1870). Em 1880, Eberth identificou o bacilo tífico, confirmando assim as suspeitas que pesavam sobre a água contaminada como causadora do tifo.

De acordo com Hespanhol (2006), “os problemas verificados por Snow, Pasteur e Koch no século XIX continuam atuais, sobretudo nos países em desenvolvimento, onde o saneamento básico atinge pequena parcela da população, mas a contaminação da água é contornável, desde que se tomem medidas adequadas, a começar pelo respeito ao meio ambiente e pela ocupação racional dos espaços”. Para Arboleda (2003), “a tecnologia dos tratamentos para potabilização, ainda que existente de forma rudimentar desde a antiguidade, somente respondeu aos problemas de saúde das grandes aglomerações urbanas, quando foram construídos os sistemas coletivos de abastecimento e tratamento de água, pois então (1801), Londres tinha pouco mais de um milhão de habitantes e Paris aproximava-se dessa população”.

2. Cronologia da Tecnologia de Tratamento da Água

De acordo com Arboleda (2003), a tecnologia do tratamento da água para abastecimento coletivo é recente, tem apenas um século, pois apesar de tentarem a purificação da água desde a remota antiguidade, alguns povos a praticavam em âmbito domiciliar, sem sistematização do conhecimento. Na Idade Média e no Renascimento, não se progrediu muito neste campo. Em 1461, o Papa Pio II chegou a empregar até oito mil trabalhadores na produção do alúmen, que era manufaturado nas propriedades pontifícias, o que demonstra a difusão deste consumo na Europa. Conforme crônicas inglesas do século XIV, esta purificação ocorria no ambiente doméstico. Foi necessário esperar até o século XIX para o desenvolvimento de uma tecnologia de purificação da

água, que, segundo Arboleda (2003), “se considera dividida em quatro etapas, apesar de que os eventos históricos se entrecruzam com frequência, e é só por uma necessidade de ordenamento mental, que a agrupamos em períodos”. Assim:

1. Início da tecnologia do tratamento (1804 a 1913);
2. Desenvolvimento das bases da tecnologia (1913 a 1946);
3. Racionalização da tecnologia (1946 a 1970);
4. Aplicação e ampliação da tecnologia (1970 até o presente).

2.1.1. Início da Tecnologia do Tratamento de Água (1804 a 1913)

Em 1804, foi construído o primeiro filtro lento de abastecimento coletivo para toda a população em Paisley, Escócia, o que foi uma grande inovação, pois até então o tratamento da água por filtração em pedras porosas, fervura ou dosagem de alúmen era praticado nos domicílios.

De acordo com Baker (1981) e Arboleda (2003), no princípio do século XIX, o sistema mais comum de tratamento de água nas Américas do Norte e do Sul era a sedimentação simples. Em 1872, a cidade de Paughkeepsie adotou projeto de filtro lento que funcionou com êxito, porém, este mesmo projeto foi usado com insucesso em outras cidades, devido à turbidez elevada da água bruta. Tal fato constitui-se na razão da aparição dos filtros rápidos, ou “mecânicos”, como foram então denominados. Para Arboleda (2003), uma inovação tipicamente americana, pois, na limpeza do leito filtrante ao invés de se raspar a camada superficial, ocorria inversão do fluxo. Foi uma idéia revolucionária, a princípio vigorosamente combatida na Europa.

O primeiro filtro rápido foi construído por Isaias Hyatt, em 1885, para a cidade de Somerville (New Jersey), e usava um tanque de coagulação (conjunto de floculação e sedimentação) com percloro de ferro. Allen Hazen, eminente químico americano e co-autor da famosa fórmula de perda de carga em tubulação, provou, em 1895, a eficiência da filtração rápida na remoção de microrganismos. Também construiu equipamento para determinar a cor da água, além de propor, em 1904, a decantação laminar.

Em 1908, a cidade de Jersey foi a primeira a aplicar o cloro para desinfecção da água de forma rotineira, o que produziu um declínio notável na taxa de mortalidade por febre tifóide. Na década de 1860, em Chicago, essa taxa correspondia a 329 por cem mil habitantes, tendo sido reduzida em 1913 nas doze maiores cidades dos Estados Unidos, para menos de 13 por cem mil habitantes, e alcançando taxa inferior a 0,1 por cem mil habitantes ao final do período, sendo esta

a razão da agência americana de proteção ambiental (EPA) considerar a cloração como o maior feito científico do século XX. A teoria da cloração avançou rapidamente, inclusive com controle. Phelps, em 1909, propôs a ortolidina para determinar o cloro residual, que, implantada em 1913 por Ellis e Hausen, foi confirmada por Wohlman e Enslow em 1919. Atualmente, devido à toxidez da ortolidina a sua maior precisão e eficiência, atualmente usa-se o método com o reagente dietil fenil diamina (DPD).

Na maioria das cidades da América Central e do Sul, no final do século XIX, não era feito nenhum tratamento coletivo da água. Em 1880, em Campos (RJ), foi instalado equipamento inglês, para tratamento de água, sendo esta a primeira cidade da América do Sul a ter filtro rápido precedido por coagulação química.

2.2. Bases da Tecnologia do Tratamento de Água (1913-1946)

Um dos primeiros sistemas com as etapas de floculação sedimentação separadas foi instalado na cidade de Jackson, por Baylis, em 1914. A supercloração foi iniciada em 1939, por Faber e Griffin, com a correlação do ponto de inflexão, e foi complementada por Taras em 1951 e 1953. Na sedimentação, alguns dos estudos mais importantes deste período, foram os de Morrill (1932), sobre o regime de fluxo, estabelecendo o índice de dispersão que leva o seu nome, e os de Dobbins (1944), sobre os efeitos da turbulência na sedimentação. Camp (1946), apresentou o projeto dos decantadores, com sedimentação entre placas, com base em estudos de Hazen, sendo o que foi confirmado por Fischerstrom (1955), que definiu a necessidade de fluxo laminar.

Para Arboleda (2003), a filtração foi talvez um dos processos mais estudados, citando-se os trabalhos de Baylis (1930) sobre a velocidade de filtração, a caracterização dos materiais filtrantes (1935), além dos estudos sobre a sílica ativada como auxiliar de floculação (1937). Hulbert e Herring publicaram em 1935 sua investigação sobre os sistemas de lavagem, considerando como básica a expansão do leito filtrante, ao contrário do que era praticado na Europa. Em 1933, Fair e Hatch estabeleceram as fórmulas iniciais para determinar a perda de carga inicial no leito filtrante, e Stein terminou em 1941 sua investigação sobre a colmatação dos meios granulares.

2.3. Racionalização da Tecnologia (1946-1970)

De acordo com Arboleda (2003), o período posterior à Segunda Guerra Mundial foi, tanto para a engenharia sanitária como para quase todas as outras ciências, uma época de progresso acelerado. Distingue-se a tecnologia desta época por uma crescente racionalização que

transformou a atitude empirista pela analítica. Assinalando o início do apoio da engenharia química ao campo da potabilização da água e ao tratamento do esgoto, foram escritos os livros de tratamento de água *Water Supply and Waste Water Disposal*, de Fair e Geyer (1954), e *Unit Processes and Unit Operations*, de Livil B. Rich (1959). Outro feito significativo deste período foi a introdução dos conceitos básicos da química coloidal nos processos de coagulação da água e na aplicação dos polímeros sintéticos e naturais. A ênfase nos anos 60 foi no desenvolvimento dos polímeros orgânicos e dos coagulantes inorgânicos poliméricos pré-hidrolisados, em especial o PAC (cloreto de polialumínio).

2.4. Aplicação e Ampliação da Tecnologia (1970 até o presente)

Segundo Arboleda (2003), na década de setenta, as investigações que vinham sendo feitas nos períodos anteriores sobre os processos básicos do tratamento de água intensificaram-se na América do Norte. Porém, este impulso foi reduzido na década de oitenta, devido ao surgimento de problemas, tais como os compostos orgânicos e os subprodutos da desinfecção, em especial os trihalometanos (Rook descobriu a presença do clorofórmio na água em 1974), com grande celeuma no cenário científico internacional.

Desde o início da aplicação dos filtros rápidos (após 1880), para a remoção das partículas coloidais, usam-se os coagulantes químicos de sais metálicos de alumínio e ferro. Inicialmente não se fazia distinção entre a coagulação e a floculação; muito menos da sedimentação, denominando-se clarificação da água este processo e suas operações.

Após estudos de Amirtharajah e Mills (1982), tem sido dada ênfase à coagulação, com os diagramas. Hudson (1970), assim como Vrale e Jordan (1971), apresentaram trabalhos que enfatizavam a mistura rápida como necessária à cinética das reações químicas da coagulação. Também foram realizados estudos de remoção de vírus, com eficiência de 98 a 99,9%, na tecnologia de tratamento de água denominada de tratamento completo (coagulação, floculação, sedimentação, filtração e cloração). No entanto, esta eficiência era reduzida na presença de matéria orgânica.

Culp, no início da década de setenta, recomendava que, para maior eficiência da cloração, a turbidez da água filtrada fosse inferior a 1 uT, e preferencialmente a 0,1 uT, com pH inferior a 7 para águas isentas de amônia, sendo o residual de cloro livre de, no mínimo, 0,5 mg/L, para um tempo de contato de trinta minutos. Estes estudos foram reconhecidos e incorporados aos padrões de potabilidade da América do Norte, do Canadá, da Inglaterra e do Brasil, além dos guias da OMS. Após 1974, quando foram detectados os trihalometanos (THM) na água, deu-se início à

busca de métodos eficientes para remoção da matéria orgânica e redução dos subprodutos da desinfecção. Na década de 80, Bratby (1981) publica livro considerando a flotação em tratamento de água, sendo que, esta operação que era usada na Suécia desde a década de 60 no tratamento de águas, foi aproveitada da indústria de mineração (início na Austrália), pela indústria de celulose e de petróleo. Em 2005, MWH afirmam que as tecnologias de filtração em membranas são imprescindíveis em tratamento de água e de esgoto.