

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Utilização de floculante natural em sistemas de tratamento
de efluentes líquidos industriais por lodos ativados**

Gisela de Oliveira Gasques

Monografia apresentada à Coordenação
do Curso de Ciências Biológicas, da
Universidade Federal de Uberlândia, para
a obtenção do grau de Bacharel em
Ciências Biológicas.

Uberlândia – MG
Setembro - 2006

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Utilização de floculante natural em sistemas de tratamento de efluentes
líquidos industriais por lodos ativados**

Gisela de Oliveira Gasques

Ms. Maria da Graça Vasconcelos
Orientadora

Monografia apresentada à Coordenação
do Curso de Ciências Biológicas, da
Universidade Federal de Uberlândia, para
a obtenção do grau de Bacharel em
Ciências Biológicas.

Uberlândia – MG
Setembro - 2006

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Utilização de floculante natural em sistemas de tratamento de efluentes líquidos industriais por lodos ativados

Gisela de Oliveira Gasques

Ms. Maria da Graça Vasconcelos
Faculdade de Engenharia Química (UFU)

Homologado pela coordenação do Curso
de Ciências Biológicas em / /

Cecília Lomônaco de Paula
Coordenação do Curso

Uberlândia – MG
Setembro - 2006

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Utilização de floculante natural em sistemas de tratamento de efluentes líquidos industriais por lodos ativados

Gisela de Oliveira Gasques

Aprovado pela Banca Examinadora em: ___/___/___

Nota: _____

Ms. Maria da Graça Vasconcelos
Faculdade de Engenharia Química - UFU

Ms. Daniel Resende de Carvalho
Faculdade de Medicina Veterinária - UFU

Dr. José Fernando Pinese
Instituto de Biologia - UFU

Uberlândia, 21 de Setembro de 2006

Agradecimentos

- A Deus pela oportunidade de estudar e por trilhar meus caminhos;
- À minha família e amigos pelo apoio e carinho;
- À orientadora Maria da Graça pelos ensinamentos e pela amizade;
- Aos membros da Banca Examinadora pelos conselhos;
- A todos que de forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste trabalho;

Dedicatória

“O que sabemos é uma gota, o que ignoramos, é um oceano” Isaac Newton

Dedico este trabalho à minha família que tanto tenho a agradecer pelas oportunidades que me foram oferecidas, principalmente ao meu pai Maurício que tanto me apoiou para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	1
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 – Poluição hídrica.....	5
2.1.1 - Tipos de poluente.....	6
2.1.2– Caracterização das águas residuárias	8
2.2 – Sistemas de tratamento de efluentes industriais.....	13
2.3 – Tratamento de efluentes por lodos ativados.....	17
2.3.1 – Estrutura dos flocos.....	19
2.3.2 – Microrganismos presentes no lodo ativado.....	26
2.3.3 – Problemas encontrados nos sistemas de tratamento por lodos ativados	31
2.4 – Coagulação, floculação e sedimentação.....	31
2.4.1 – Mecanismo de coagulação	34
2.4.2 – Mecanismo de floculação.....	35
2.4.3 – Mecanismo de sedimentação	36
2.5 – Flocculantes sintéticos	38
2.6 – Flocculantes naturais.....	38
2.6.1 - Taninos vegetais	40
2.6.2 - Quitosana	42
2.6.3 - Amido	44
2.6.4 - <i>Moringa oleifera</i>	48
3 - MATERIAL E MÉTODOS.....	49
3.1 - Testes de floculação.....	50
3.2 - Flocculante sintético	51
3.3 - Preparação de flocculante natural extraído de <i>Moringa oleifera</i>	53
3.4 - Preparação de flocculante natural extraído de amido de milho.....	54
3.5 - Análise físico-química	54
3.6 - Análise microbiológica.....	55
4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	55
4.1 – Ensaio em Jarreste	55
4.1.1 – Flocculante sintético:.....	57
4.1.2 – Flocculante natural.....	59
4.1.3 – Flocculante natural x flocculante sintético	62
4.2 - Análise físico-química.....	65
4.3 - Análise microscópica.....	65
a) Flocos.....	67
b) Microrganismos.....	69
5 - CONCLUSÕES	70
6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70

RESUMO

O despejo direto de efluentes industriais em cursos d'água pode alterar e prejudicar os legítimos usos que destes poderiam ser feitos. Visando remover os principais poluentes, os efluentes passam por sistemas de tratamento os quais podem ser físico-químicos ou biológicos. O tratamento por lodos ativados é o processo mais utilizado em todo o mundo para o tratamento biológico de efluentes. Entretanto, este sistema depende da capacidade de sedimentação do lodo. O desequilíbrio de microrganismos filamentosos pode perturbar o sistema, causando problemas na sedimentação. Desta forma, tem-se a necessidade da utilização de floculantes para assegurar o controle operacional. A maioria dos floculantes sintéticos são tóxicos podendo trazer prejuízos à saúde humana. A utilização de floculantes naturais pode ser uma opção que precisa ser melhor estudada, visto que suas técnicas e metodologias não são suficientes para a remoção da matéria orgânica em sistemas de efluentes líquidos por lodos ativados. Entretanto a utilização destes compostos naturais pode ser uma solução para evitar o desequilíbrio em ecossistemas aquáticos e evitar doenças.

Utilização de floculante natural em sistemas de tratamento de efluentes líquidos industriais por lodos ativados

1 - INTRODUÇÃO

O crescimento industrial, ocorrido nas últimas décadas, aumentou de sobremaneira o comprometimento da qualidade dos recursos hídricos do país (Ministério do Meio Ambiente, 2002). O despejo direto de efluentes industriais em cursos d'água pode alterar e prejudicar os legítimos usos que destes poderiam ser feitos (VON SPERLING, 1996a).

As águas residuárias devem ser tratadas antes de seu lançamento em um corpo d'água receptor, a fim de reduzir a disseminação de doenças transmissíveis, causadas por organismos patogênicos existentes na água, e evitar a poluição das águas subterrâneas e de superfície (SILVA; MARA, 1979). Visando remover os principais poluentes, os efluentes passam por sistemas de tratamento os quais podem ser físico-químicos ou biológicos (VON SPERLING, 1996a).

O tratamento por lodos ativados é o processo mais utilizado em todo o mundo para o tratamento biológico de efluentes. O processo é composto basicamente por duas unidades: o reator biológico, onde ocorre a transformação da matéria orgânica em massa microbiana e o decantador secundário, local onde a fase sólida (massa microbiana floculada) é separada da fase líquida (efluente tratado), por sedimentação (SOUSA; SILVA; MOURA, 2001).

O sistema de tratamento biológico através de lodos ativados depende da capacidade de sedimentação do lodo para que a estação tenha sucesso como um todo. A decantabilidade afeta na manutenção do lodo ativado e no grau de depuração do efluente final (VON SPERLING, 2002).

As bactérias filamentosas são os principais microrganismos presentes no floco, formando a macroestrutura e influenciando na decantabilidade dos mesmos. Assim, o desequilíbrio de microrganismos filamentosos pode perturbar o sistema, causando problemas

na sedimentação e prejudicando toda a estação devido à fuga do lodo no efluente final clarificado (ABREU, 2004). Além disso, muitas impurezas na água estão presentes na forma de colóides que não se sedimentam. Desta forma, tem-se a necessidade da utilização de flocculantes para assegurar o controle da sedimentabilidade. (TEBBUT, 1983).

A maioria dos flocculantes sintéticos são tóxicos podendo trazer prejuízos à saúde humana. Têm-se desenvolvido técnicas para clarificação de água utilizando flocculantes naturais como os taninos vegetais, amido, quitosana e proteínas presentes nas sementes extraídas da hortaliça arbórea *Moringa oleifera* (CARRIJO, 2002).

Este trabalho tem como objetivo testar o uso de flocculantes naturais em sistemas de tratamento de efluentes líquidos industriais por lodos ativados, de acordo com os dados e os métodos disponíveis na literatura.

2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – Poluição hídrica

O abastecimento de água tratada traz resultados rápidos, e sensíveis melhorias à saúde e às condições de vida de uma comunidade. Entretanto, os dejetos gerados após o uso da água requerem tratamento e disposição final adequados para o controle de vetores transmissores de doenças e preservação do meio ambiente. Mais de dez bilhões de litros de esgoto por dia são jogados diretamente nos cursos d'água, causando problemas ao ecossistema (FONSECA, 2005).

O Brasil enfrenta problemas de poluição das águas advindas de fontes poluidoras pontuais – esgotos domésticos e industriais – em conjunto com a poluição difusa – escoamento superficial em áreas urbanas e rurais. O crescimento industrial, ocorrido nas últimas décadas, aumentou de sobremaneira o comprometimento da qualidade dos recursos hídricos do país (Ministério do Meio Ambiente, 2002). Cerca de 70% dos efluentes industriais não tratados são lançados nos corpos d'água (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2005). As características dos esgotos industriais variam essencialmente com o tipo de indústria e com o processo industrial utilizado (VON SPERLING, 1996a).

O despejo direto de efluentes industriais em cursos d'água pode alterar e prejudicar os legítimos usos que destes poderiam ser feitos. A introdução de matéria orgânica em um corpo d'água resulta num decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido, constituindo-se em um dos principais problemas de poluição das águas. Além disso, um outro aspecto importante é aquele relacionado com o fator higiênico, associado às doenças de veiculação hídrica (VON SPERLING, 1996a). As águas residuárias devem ser tratadas antes de seu lançamento em um corpo d'água receptor, a fim de reduzir a disseminação de doenças transmissíveis, causadas por organismos patogênicos existentes na água, e evitar a poluição das águas subterrâneas e

de superfície (SILVA; MARA, 1979).

A Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) nº 20/86, apresenta padrões para o lançamento de efluentes nos corpos de água, bem como padrões de balneabilidade. No caso específico de Minas Gerais, a Deliberação Normativa COPAM (Comissão de Política Ambiental) nº 10/86 estabelece os padrões físico-químicos de lançamento de efluentes.

A atual política nacional de recursos hídricos, por considerar a água um bem público, limitado, dotado de valor econômico, cujo uso prioritário é o consumo humano, estabeleceu que a gestão da água deve ser descentralizada, conforme estabelecido na Lei Federal nº 9.433, de janeiro de 1997. Assim, as alternativas de integração do uso da água com as diversas atividades sociais e econômicas, atendendo aos mais diversos interesses, tornam-se cada vez mais direcionadas à conservação desse bem, vital à sobrevivência humana (FONSECA, 2005).

Os investimentos em coleta e tratamento de esgotos em países em desenvolvimento, como o Brasil, têm crescido progressivamente. As regiões mais populosas desses países, por todos os problemas de crescimento desordenado, demandam soluções e investimentos de grande escala para o saneamento ambiental. Por outro lado, a consciência ambiental crescente de suas sociedades acarreta uma legislação correspondente mais restritiva e uma cobrança de ações positivas por parte do Estado. Tais demandas, porém, esbarram na escassez de espaço físico e recursos financeiros para o tratamento de volumes de esgoto que só crescem ao passar dos anos. Nesse sentido, a automação e o estabelecimento de estratégias de controle operacional, podem ser uma ferramenta valiosa para a melhoria de desempenho dessas plantas (ROCHA, 2003).

2.1.1 - Tipos de poluente

Os contaminantes se comportam de diferentes maneiras quando adicionados à água. Materiais não-conservativos incluindo a maioria dos orgânicos, alguns inorgânicos e muitos microrganismos são degradados por processos naturais de autopurificação, de forma que suas concentrações diminuam com o tempo. A taxa de diminuição da concentração desses materiais dependem do tipo particular do poluente, a qualidade da água receptora, temperatura e outros fatores ambientais. Muitas substâncias inorgânicas não são afetadas por processos naturais sendo que esses tipos de poluentes conservativos só podem ter suas concentrações reduzidas por diluição. A presença desses poluentes conservativos num curso d'água pode limitar seu uso.

Os poluentes podem ser:

- Componentes tóxicos que resultam na inibição ou destruição da atividade biológica da água;
- Materiais que afetam a balanço de oxigênio na água;
- Sólidos inertes em suspensão ou dissolvidos em altas concentrações que podem causar problemas (TEBBUTT, 1983).

2.1.2– Caracterização das águas residuárias

O principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 1996a).

As águas residuárias são, geralmente, tratadas suprindo-as com oxigênio, a fim de que as bactérias possam utilizar os resíduos orgânicos como alimentação. A concentração da matéria orgânica existente nas águas residuárias é expressa em termos de quantidade de oxigênio necessária para sua oxidação. Existem três maneiras de se expressar a demanda de oxigênio de uma água residuária:

- Demanda Teórica de Oxigênio (DTO)

Esta é a quantidade teórica de oxigênio necessário para oxidar completamente a matéria orgânica existente nas águas residuárias, produzindo gás carbônico e água.

- Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Esta demanda é determinada pela oxidação dos resíduos orgânicos em uma solução de ácido bicromato em ebulição. Este processo oxida quase todos os compostos orgânicos existentes na atmosfera analisada, liberando gás carbônico e água, apresentando tal reação, geralmente, uma eficiência de mais de 95% da oxidação de todos os compostos existentes na água.

- Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO)

A DBO é a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica pelas bactérias. Esta demanda, portanto, é a medida da concentração da matéria orgânica existente na água residuária que pode ser oxidada pelas bactérias. A DBO é, geralmente, expressa em função de um tempo de cinco dias e a uma temperatura de 20°C, isto é, a

quantidade de oxigênio consumido na oxidação da matéria orgânica mantida a 20°C durante cinco dias. Isso ocorre porque a DBO de cinco dias, normalmente expressa como DBO₅, é mais facilmente determinada que a DBO total (ou final ou última) DBO_U ou DBO_T, que é o oxigênio para a bio-oxidação total da matéria orgânica (SILVA; MARA, 1979).

Quanto maior for a quantidade de matéria orgânica existente nas águas residuárias maior será a concentração ou poder poluente, a qual é normalmente avaliada pela sua demanda bioquímica de oxigênio (SILVA; MARA, 1979).

As características dos despejos industriais variam essencialmente com o tipo da indústria e com o processo industrial utilizado. Em termos do tratamento biológico dos despejos industriais, assumem importância os seguintes aspectos e conceitos:

- Biodegradabilidade: capacidade dos despejos serem estabilizados por processos bioquímicos, através de microrganismos.
- Tratabilidade: factibilidade dos despejos serem tratados por processos biológicos convencionais.
- Concentração de matéria orgânica: demanda bioquímica dos despejos.
- Disponibilidade dos nutrientes: o tratamento biológico exige um equilíbrio harmônico entre os nutrientes C:N:P. Tal equilíbrio é normalmente encontrado em esgotos domésticos.
- Toxidez: determinados despejos industriais possuem constituintes tóxicos ou inibidores, que podem afetar ou inviabilizar o tratamento biológico (VON SPERLING, 1996b).

2.2 – Sistemas de tratamento de efluentes industriais

Visando remover os principais poluentes, os efluentes passam por sistemas de tratamento os quais podem ser físico-químicos ou biológicos (VON SPERLING, 1996a).

A matéria orgânica presente nas águas residuais encontra-se nas formas solúvel, coloidal e particulada e a sua composição abrange uma vasta gama de compostos. A caracterização da matéria orgânica das águas residuais e o conhecimento dos seus processos de degradação são importantes para que se possa perceber a ocorrência da matéria orgânica residual e, eventualmente, alterar parâmetros da operação de modo a melhorar a qualidade do efluente final (NICOLAU et al, 2002).

Os esgotos têm seu processamento em etapas físicas, biológicas e químicas ao passarem por uma estação de tratamento, antes de serem lançados no corpo receptor (Figural).

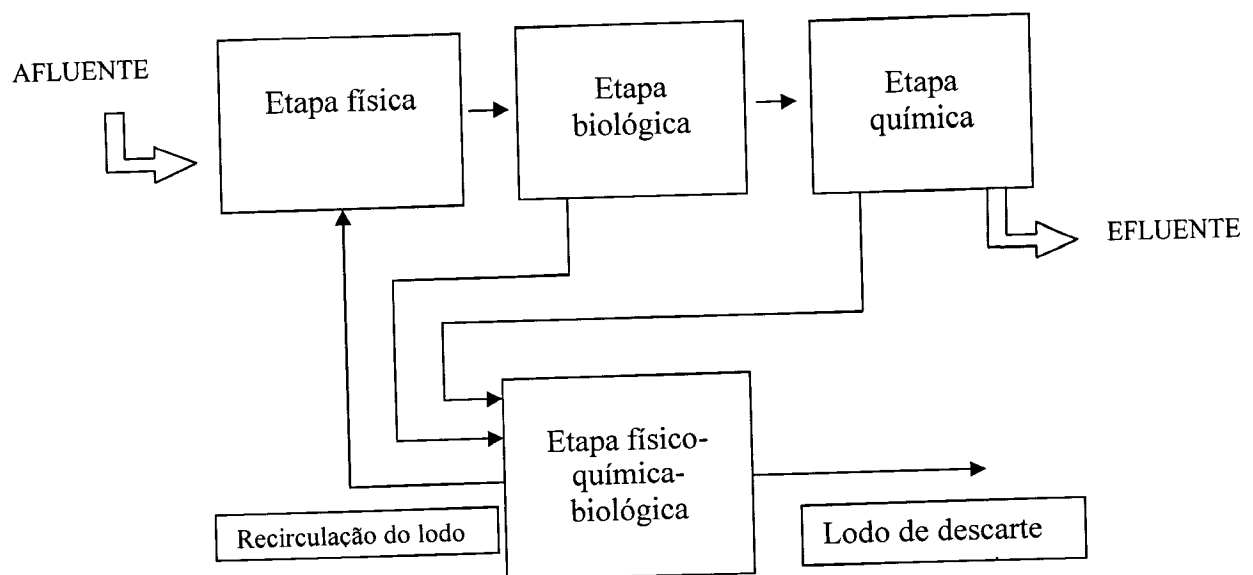


Figura 1: Planta típica de uma estação de tratamento de esgoto por lodos ativados
Fonte: ROCHA (2003).

A etapa física é responsável pela remoção de parte dos sólidos sedimentáveis, o que possibilita unidades de processo subseqüentes de menores dimensões. A etapa biológica remove a matéria orgânica e, quando assim projetada, remove também os nutrientes. Nessa unidade de processo ainda ocorre a separação sólido-líquido através da decantação. Dependendo de como será utilizada a água do corpo receptor onde os efluentes serão lançados, pode-se acrescentar após a etapa biológica uma unidade de processamento químico para desinfecção, visando a eliminação de organismos patogênicos, possibilitando o reuso por parte do homem (ROCHA, 2003).

O processo de tratamento de esgotos também necessita de uma etapa físico-química-biológica de tratamento do lodo descartado (rejeito do tratamento). Esse lodo deve ser estabilizado, ou seja, deve ter sua matéria orgânica removida, e ter seu volume reduzido de maneira que possa ser disposto ou utilizado em local adequado (ROCHA, 2003).

Von Sperling (1996a) descreve alguns métodos de tratamento que fazem parte dos processos unitários dos sistemas de tratamento. Tais métodos podem ocorrer simultaneamente numa mesma unidade de tratamento.

- Operações físicas unitárias: métodos de tratamento no qual predomina a aplicação de forças físicas (ex: gradeamento, mistura, floculação, sedimentação, flotação, filtração).
- Processos químicos unitários: métodos de tratamento nos quais a remoção ou conversão de contaminantes ocorre pela adição de produtos químicos ou devido a reações químicas (ex: precipitação, adsorção, desinfecção).
- Processos biológicos unitários: métodos de tratamento nos quais a remoção de contaminantes ocorre por meio de atividade biológica (ex: remoção da matéria orgânica carbonácea, desnitrificação).

Existem vários sistemas de tratamento como por exemplo as lagoas de estabilização, sistemas aeróbios com filmes, sistemas anaeróbios e disposição no solo. Entretanto este trabalho limitar-se á a discorrer sobre o processo biológico por lodos ativados.

Segundo Von Sperling (1996a) o tratamento de esgotos é usualmente classificado através dos níveis preliminar, primário, secundário e terciário, conforme os tipos de resíduos removidos de forma gradativa num sistema de tratamento, descritos na tabela 1.

Tabela 1: Níveis dos tratamentos dos esgotos

Nível	Remoção
Preliminar	- Sólidos em suspensão grosseiros (materiais de maiores dimensões e areia).
Primário	- Sólidos em suspensão sedimentáveis; - DBO em suspensão (matéria orgânica componente dos sólidos em suspensão sedimentáveis).
Secundário	- DBO em suspensão (matéria orgânica em suspensão fina, não removida no tratamento primário); - DBO solúvel (matéria orgânica na forma de sólidos dissolvidos).
Terciário	- Nutrientes; - Patogênicos; - Compostos não biodegradáveis; - Metais pesados; - Sólidos inorgânicos dissolvidos; - Sólidos em suspensão remanescentes.

Fonte: VON SPERLING (1996a)

Nos últimos 150 anos, foram desenvolvidos vários processos para reduzir a carga orgânica que chega aos ecossistemas aquáticos. Os métodos biológicos são os mais econômicos e frequentes para o tratamento de águas residuais (NICOLAU et al, 2002).

O tratamento biológico de esgotos ocorre por mecanismos biológicos. Os processos de depuração biológicos, que ocorreriam naturalmente num curso d'água, são feitos através da tecnologia. Essa tecnologia tem como objetivo fazer com que o processo de oxidação e decomposição da matéria orgânica se desenvolva em condições controladas e em taxas mais elevadas (VON SPERLING, 1996b).

Os processos biológicos dividem-se em aeróbios e aneróbios: nos processos aeróbios a estabilização dos despejos é realizada por microrganismos aeróbios e facultativos; nos processos anaeróbios os microrganismos são os anaeróbios e os facultativos. Os principais processos biológicos de tratamento são:

- Oxidação biológica (lodos ativados, filtros biológicos, valos de oxidação e lagoas de estabilização);
- Digestão do lodo (aeróbia, anaeróbia, fossas sépticas). (CRISTO, 2004).

A compreensão da microbiologia do tratamento de esgotos é essencial para a otimização do projeto e operação dos sistemas de tratamento biológico. Os principais organismos envolvidos no tratamento de esgotos são as bactérias, protozoários, fungos, algas e vermes. Destes, as bactérias são, sem dúvida, os mais importantes na estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996b)

Segundo König¹ (1990) citado por VON SPERLING (1996b), a figura 2 apresenta a seqüência de predominância relativa dos principais microrganismos envolvidos no tratamento aeróbio de esgotos. As interações ecológicas na comunidade microbiana fazem com que o aumento de um grupo de microrganismos seja acompanhado pelo declínio de uma outra população, face à característica seletiva exercida pelo meio de transformação. Imediatamente após a introdução dos esgotos no reator biológico, a DBO remanescente (matéria orgânica) encontra-se em seu ponto máximo. O número de bactérias é ainda reduzido, e os protozoários amebóides podem ser encontrados. Estes são ineficientes na competição por alimento, sendo encontrados principalmente no início do funcionamento de reatores. Devido à grande disponibilidade de substrato, a população bacteriana cresce. As amebas são então substituídas por protozoários flagelados que, devido à sua mobilidade, são mais eficientes na competição pelo alimento disponível. Estes protozoários flagelados são característicos de sistemas de alta carga. Com o passar do tempo e o decréscimo do material orgânico disponível, os protozoários ciliados substituem os flagelados, já que os primeiros são capazes de sobreviver a concentrações menores de alimento. Este ponto caracteriza a operação dos sistemas de carga convencional, onde convivem um grande número de ciliados de vida livre, o número máximo de bactérias e uma baixa concentração de matéria orgânica (DBO remanescente). Em longos

¹ KÖNIG, A. **Capítulo 3. Biologia das lagoas.** Algas. In: MENDONÇA, S. R. Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos. João Pessoa. 1990. 385 p

tempos de retenção, característicos dos sistemas de baixa carga, a matéria orgânica disponível é mínima, e as bactérias são consumidas por ciliados e rotíferos.

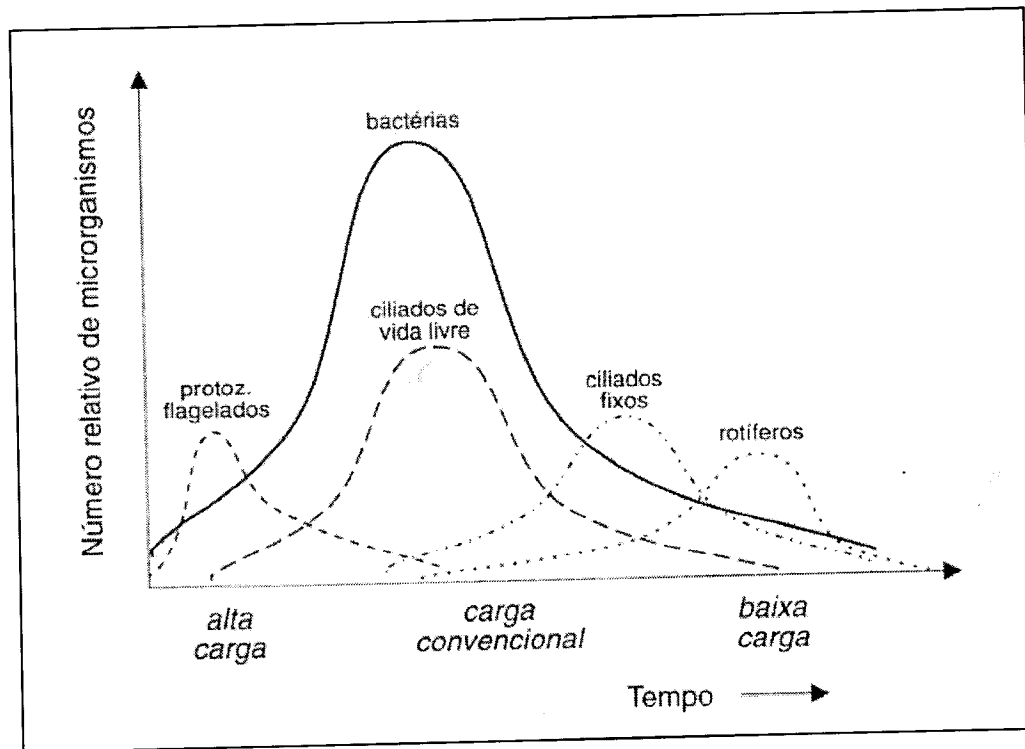


Figura 2: Seqüência da predominância relativa dos microrganismos no tratamento de esgotos
FONTE: König (1990) citado por VON SPERLING (1996b)

2.3 – Tratamento de efluentes por lodos ativados

O tratamento por lodos ativados é o processo mais utilizado em todo o mundo para o tratamento biológico de efluentes (SOUSA; SILVA; MOURA, 2001). Além disso, representa um sistema de tratamento com baixo investimento e alta taxa de eficiência (MELCHIOR, et al, 2003).

Nas estações de tratamento por lodos ativados, os processos fundamentam-se nas atividades enzimáticas da comunidade microbológica, que transformam os compostos químicos complexos presentes nos esgotos. Basicamente, as bactérias desempenham papel preponderante na reação de oxidação, e a microfauna na clarificação do efluente final (CUTOLO; ROCHA, 2000).

O processo é composto basicamente por duas unidades (figura 3): o reator biológico, onde ocorre a transformação da matéria orgânica em massa microbiana e o decantador secundário, local onde a fase sólida (massa microbiana floculada) é separada da fase líquida (efluente tratado), por sedimentação (SOUSA; SILVA; MOURA, 2001). A sedimentação é uma etapa fundamental para o processo de lodos ativados, ou seja, sua adequada operação depende o sucesso da estação como um todo (VON SPERLING, 2002).

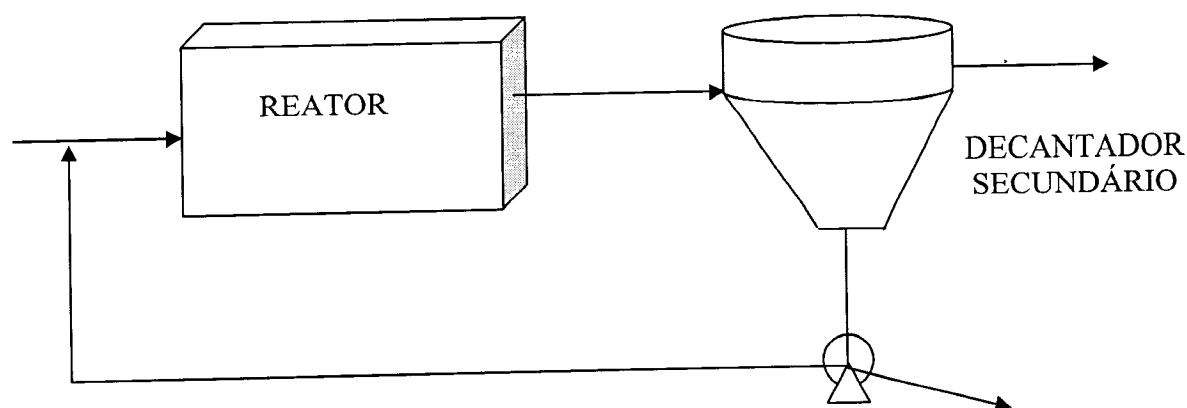


Figura 3: Esquema das unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados
FONTE: Adaptado de VON SPERLING (2002).

No decantador, são removidos os flocos biológicos do efluente. Parte dos flocos biológicos retorna ao tanque de aeração, através de bombeamento, constituindo o denominado lodo de retorno (CRISTO, 2004). Tal mecanismo mantém a relação adequada entre a matéria orgânica do afluente e a massa de microrganismos presentes no tanque de aeração, favorecendo um elevado tempo de residência do meio biótico, o que caracteriza o sistema de lodos ativados (MELCHIOR, et al, 2003). Quando este lodo de retorno mistura-se com o afluente no tanque de aeração, forma-se o “licor”, sendo fundamental que essa mistura seja bastante uniforme. O lodo de retorno é um excelente acelerador do processo de estabilização da matéria orgânica, pois além de ser um inoculador ao afluente do tanque de aeração, é portador de alta capacidade de depuração. Geralmente, retira-se do sistema o excesso de lodo produzido, de modo a manter determinado teor de sólidos voláteis em suspensão no tanque de aeração. O lodo retirado do sistema é encaminhado aos digestores ou a leitos de secagem (CRISTO, 2004).

Segundo Abreu (2004), o arejamento é necessário para satisfazer as necessidades em oxigênio das bactérias quimioheterotróficas aeróbicas, as quais metabolizam por respiração os substratos orgânicos do licor misto, formando CO_2 e biomassa celular. O oxigênio é também necessário para as bactérias quimioautotróficas nitrificantes, as quais obtêm energia através da oxidação do NH_4 a NO_3 sendo a fonte de carbono o CO_2 . O oxigênio é ainda importante para os consumidores, nomeadamente os protozoários e os metazoários.

Segundo VON SPERLING (1996a) existem alguns variantes no processo de lodos ativados (figura 4). Dentre eles os mais frequentes no Brasil são:

- Lodos ativados convencional: A concentração de biomassa no reator é bastante elevada, devido à recirculação dos sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário. A biomassa permanece mais tempo no sistema do que o líquido, o que garante uma elevada eficiência na remoção da DBO. Há a necessidade da remoção de uma quantidade de lodo equivalente à que é produzida. Este lodo removido necessita uma estabilização na etapa de

tratamento do lodo. O fornecimento de oxigênio é feito por aeradores mecânicos ou por ar difuso. A montante do reator possui uma unidade de decantação primária, de forma a remover os sólidos sedimentáveis do esgoto bruto.

- Lodos ativados por aeração prolongada: Similar ao sistema convencional, com a diferença de que a biomassa permanece mais tempo no sistema (os tanques de aeração são maiores). Com isto, há menos DBO disponível para as bactérias, o que faz com que elas utilizem da matéria orgânica do próprio material celular para sua manutenção. Em decorrência, o lodo excedente retirado já sai estabilizado. Não se incluem usualmente unidades de decantação.

- Lodos ativados de fluxo intermitente: A operação do sistema é intermitente. Assim, no mesmo tanque ocorrem, em fases diferentes, as etapas de reação (aeradores ligados) e sedimentação (aeradores desligados). Quando os aeradores estão desligados, os sólidos sedimentam, ocasião em que se retira o efluente (sobrenadante). Ao se ligar os aeradores, os sólidos sedimentados retornam à massa líquida, o que dispensa as elevatórias de recirculação. Não há decantadores secundários. Este processo pode ser utilizado tanto na modalidade convencional quanto na aeração prolongada.

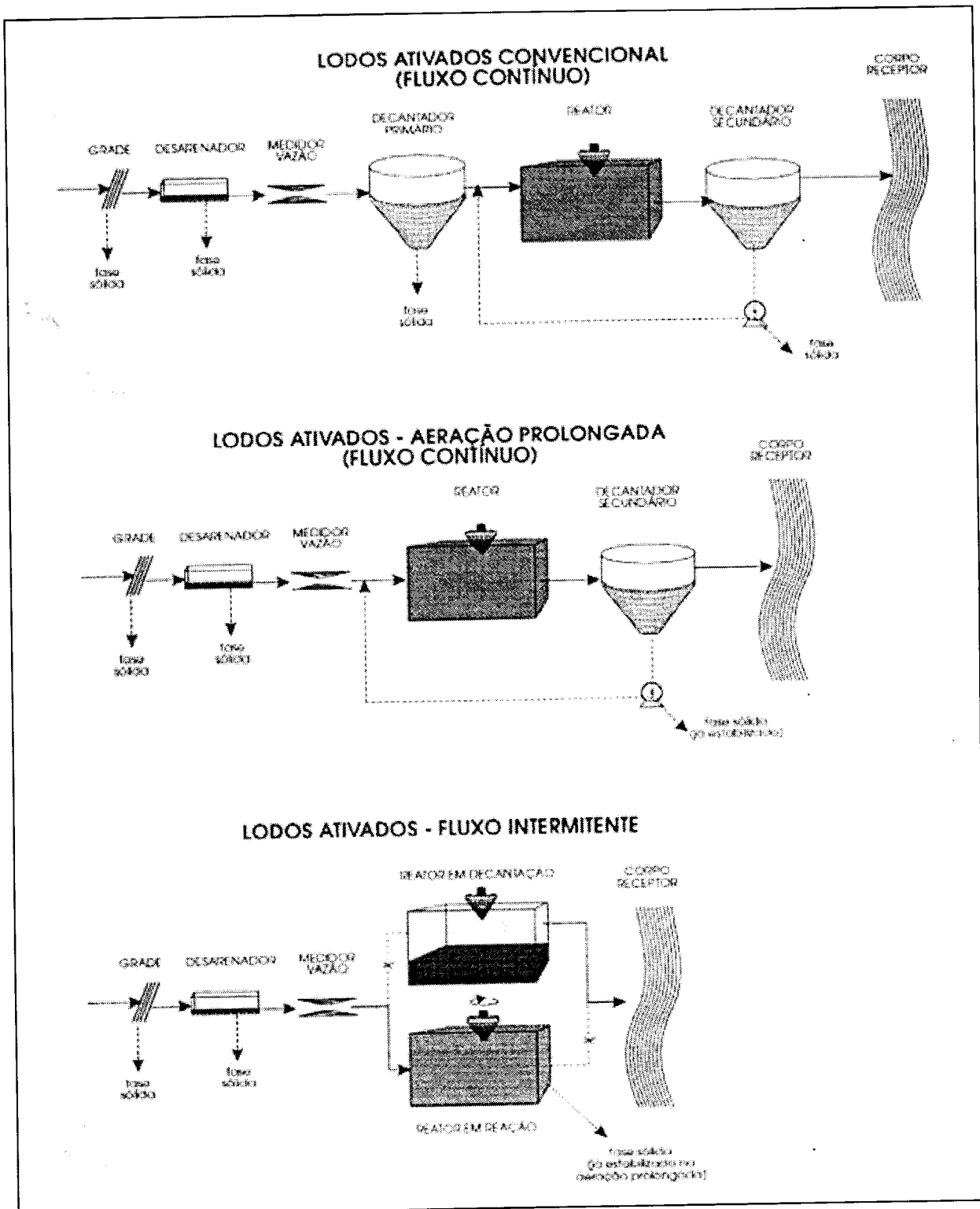


Figura 4: Esquema das variações dos sistemas de lodos ativados
Fonte: VON SPERLING (1996a).

2.3.1 – Estrutura dos flocos

O lodo do processo é a unidade estrutural do processo de tratamento por lodos ativados sendo constituído por material orgânico adsorvido, material inerte dos esgotos, material microbiano produzido pela matriz, células vivas e mortas (MELCHIOR et al, 2003).

O floco de lodo ativado desempenha um papel fundamental no processo de remoção da matéria orgânica e, além disso, ele é capaz de se separar do líquido por mecanismos físicos de sedimentação, permitindo que o efluente final saia clarificado, ou seja, com baixas concentrações de matéria orgânica (VON SPERLING, 1996b).

O diâmetro dos flocos variam entre 50 e 500 μ m (VON SPERLING, 1996b). A figura 5 mostra uma estrutura típica de um floco de lodo ativado.

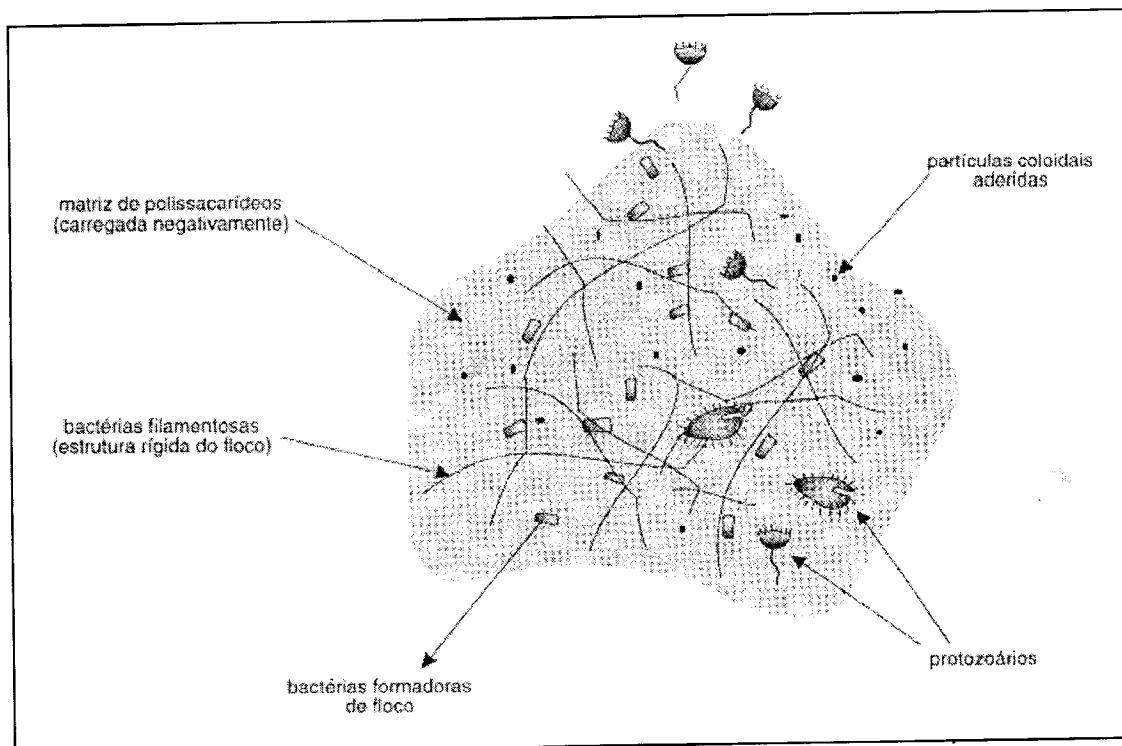


Figura 5: Estrutura típica de um floco de lodo ativado.
Fonte: VON SPERLING (1996b).

Segundo Jenkins² (1993) citado por CRISTO (2004) os flocos dos lodos ativados são provenientes de polímeros liberados tanto por bactérias formadoras de floco, como por bactérias filamentosas que possuem a função de estrutura para o floco. As bactérias aglomeradas na forma do floco são sustentadas por bactérias filamentosas, que pela ação dos exo-polímeros liberados pelas bactérias zoogleais unem-se ao floco bacteriano. Entretanto, segundo Horan³ (1990) citado por VON SPERLING (1996b), há indicações de que a produção da camada gelatinosa possa ser produzida não só por *Zooglea ramigera*, mas por diversos gêneros, incluindo *Pseudomonas*. O prosseguimento na produção destes exopolímeros resulta na aderência de outros microrganismos e partículas coloidais, e em consequência o diâmetro do floco aumenta. Finalmente, os protozoários aderem e colonizam o floco, e há algumas evidências de que eles excretam um muco pegajoso que ajuda na coesão do floco.

² JENKINS, D.; RICHARD, M. G.; DAIGGER, G. T. **Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming.** 2nd Edition. Lewis Publishers. Inc Michigan. 1993

³ HORAN, N. J. **Biological wastewater treatment systems: theory and operation.** John Wiley & Sons: Chichester. 1990. 310p.

2.3.2 – Microrganismos presentes no lodo ativado

A compactação da estrutura do floco é favorecida pelo crescimento de organismos filamentosos (em sua maioria, bactérias filamentosas), formando uma macroestrutura sobre a qual vão se acumulando substâncias inertes e outros microrganismos (ABREU, 2004).

Dentre os microrganismos presentes no floco podem ser encontrados, além de bactérias e protozoários, fungos, rotíferos, nematóides e ocasionalmente até mesmo larvas de insetos (VON SPERLING, 1996b). Segundo Abreu (2004), a biomassa é constituída aproximadamente por 95% de bactérias e 5% de outros microrganismos.

No processo de tratamento biológico por lodos ativados existe uma complexa rede trófica, na qual as diferentes populações estabelecem relações de competição e predação, como representado na figura 6.

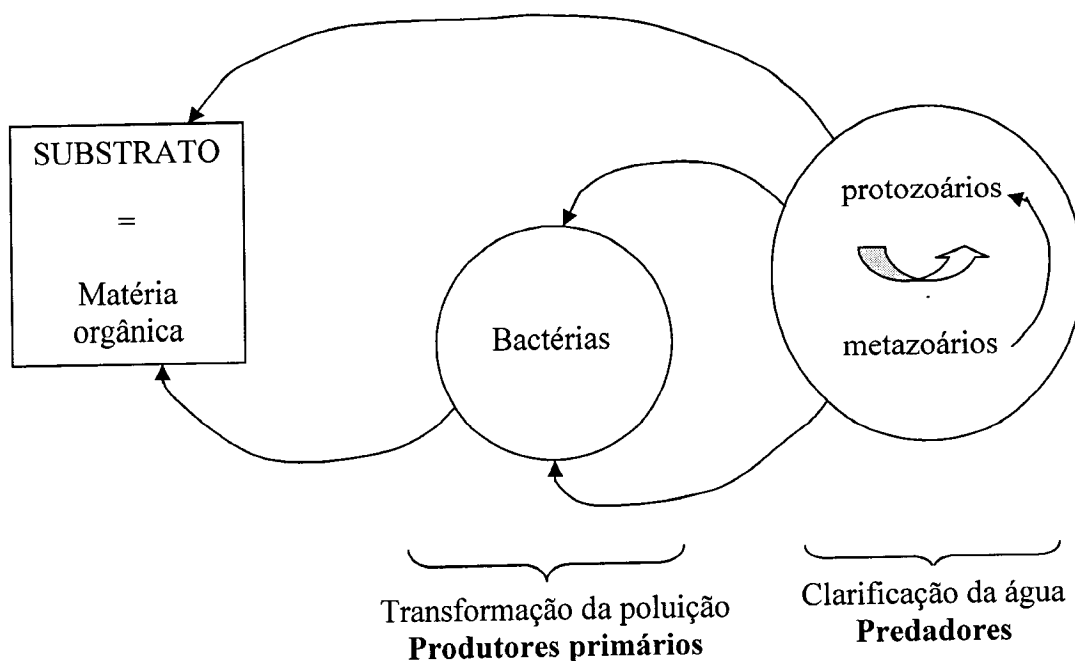


Figura 6: Rede trófica estabelecida num processo de lodos ativados.
 FONTE: Pons⁴, et al. (1999), citado por ABREU (2004).

⁴ PONS, M. N. *Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des bues activées*. Cemagref Éditions. 1999.

A componente biótica é representada pelos decompositores ou produtores primários (bactérias e fungos que obtêm energia diretamente da matéria orgânica dissolvida) e pelos consumidores ou predadores (flagelados heterotróficos, protozoários ciliados, rizópodes e pequenos metazoários que se alimentam de bactérias e outros microrganismos). O aumento do número de decompositores, especialmente das bactérias heterotróficas, depende da quantidade de substâncias orgânicas dissolvidas no licor misto. No caso dos consumidores, o seu aumento depende da disponibilidade de presa. As bactérias dispersas são o alimento para os flagelados heterotróficos e para os ciliados bacteriófagos, que por sua vez se tornam presas dos protozoários e metazoários carnívoros (ABREU, 2004).

A composição da população microbiana e a sua atividade dependem de diversos fatores, entre os quais se podem apontar:

- as constantes cinéticas das várias espécies
- a disponibilidade e natureza do substrato
- as condições físico-químicas prevalecentes
- da configuração do próprio empreendimento
- a resistência à difusão dos substratos nos flocos
- relações bióticas que se estabelecem entre os vários tipos de microrganismos existentes nas lamas (NICOLAU et al, 2002).

As comunidades biológicas estabelecidas são dinâmicas e fundamentais ao sistema de tratamento, e a cada espécie de organismo possui uma determinada finalidade no controle operacional do processo de lodos ativados. Assim, as bactérias filamentosas são importantes na formação da base estrutural do floco, mas devem ter um controle efetivo no crescimento para evitar o intumescimento de lodo. A presença de fungos no processo de lodos ativados está associada ao pH baixo, a concentrações elevadas de carboidratos e à deficiência de nutrientes. Os protozoários são essenciais na formação dos flocos e na clarificação do efluente final (CUTOLO; ROCHA, 2000).

A sucessão de protozoários e micrometazoários está relacionada com a natureza física dos substratos nutritivos. Dentre os protozoários, os flagelados e rizópodos competem com as bactérias pelo alimento solúvel, e são substituídos pelos ciliados de vida livre e sésseis que se nutrem das próprias bactérias. Quando o nível energético do sistema declina a valores baixos, podem surgir os micrometazoários, como os rotíferos e anelídeos, os quais se alimentam de protozoários e fragmentos de flocos (CUTOLO; ROCHA, 2000).

A ocorrência e abundância dos protozoários mais importantes no processo de clarificação do efluente final dependem das condições operacionais do sistema. As amebas com carapaça, como por exemplo *Arcella* sp e *Euglypha* sp, e o ciliado sésseil *Vaginicola crystalina* estão relacionados à nitrificação. Os ciliados sésseis *Vorticela microstoma* e *Opercularia* ssp estão correlacionados com baixas concentrações de oxigênio dissolvido (OD) no tanque de aeração e elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no efluente final (CUTOLO; ROCHA, 2000).

De acordo com Cristo (2004), a microfauna presente no sistema pode ser uma indicadora das condições de depuração do processo (tabela 2).

Tabela 2: Microrganismos indicadores das condições de depuração

Microrganismos	Características do processo
Predominância de flagelados e rizópodes	Lodo jovem, características de início de operação ou carga baixa.
Predominância de flagelados	Deficiência de aeração, má depuração e sobrecarga orgânica.
Predominância de ciliados pedunculados e livres; presença de <i>Arcella</i> (rizópode)	Boas condições de depuração; boa depuração.
Presença de <i>Aspidisca costata</i> (ciliado livre)	Nitrificação
Presença de <i>Trachelophyllum</i> (ciliado livre)	Carga alta
Presença de <i>Vorticella microstoma</i> (ciliado pedunculado) e baixa concentração de ciliados livres	Efluente de má qualidade
Predominância de anelídeos do gênero <i>Aelosoma</i>	Excesso de oxigênio dissolvido
Predominância de filamentos	Intumescimento do lodo ou bulking filamentoso.

Fonte: CRISTO (2004).

2.3.2.1 – Bactérias filamentosas

As bactérias presentes nas lamas ativadas podem ser classificadas segundo o seu tipo de metabolismo e podem aparecer sob a forma de bactérias dispersas, bactérias formadoras de flocos e bactérias filamentosas. O equilíbrio entre estas duas formas é fundamental para a integridade e boa sedimentabilidade dos flocos (NICOLAU et al, 2002).

As bactérias filamentosas são organismos unicelulares que se multiplicam por cissiparidade, mas cujas células-filhas se mantêm vizinhas, resultando na formação de uma cadeia ou filamento (NICOLAU, et al 2002). As espécies de bactérias filamentosas freqüentemente encontradas no processo de lodos ativados pertencem ao gênero *Thiothrix*, *Beggiatoa* e *Nocardia* (CRISTO, 2004).

A maior parte das bactérias filamentosas é conhecida somente pelas suas características morfológicas, não havendo informação sobre estas no que diz respeito às suas características bioquímicas e genéticas, sendo insuficiente a informação que atualmente se dispõe para se proceder à sua classificação. São conhecidas por números ou siglas, como por exemplo, a Tipo 1701, a Tipo 021N ou a Tipo 0041. Do ponto de vista taxonômico, apenas um grupo restrito destas bactérias têm um nome válido, como a *Microthrix parvicella* e *Nostocoidea limicola* (NICOLAU et al, 2002).

O floco é constituído por diversas espécies de bactérias designadas de formadoras de flocos, representadas principalmente pelos gêneros *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Citromonas*, *Flavobacterium* e *Zooglea*. Estas bactérias são capazes de secretar um material extra-celular gelatinoso que circunda a membrana externa chamado glicocálix. O glicocálix é formado por polissacarídeos no caso das Gram negativas e por peptidoglicano, no caso das Gram positivas. Este polímero aumenta a viscosidade da água, ajudando as bactérias dispersas a formarem o micro-ambiente necessário à atividade das enzimas extra-celulares, facilitando, por outro lado a união de células simples para formar

agregados maiores até constituir os flocos. A união das células depende da sua dimensão e da carga eletrostática superficial e o mecanismo é similar à floculação com polieletrólitos sintéticos (ABREU, 2004).

As bactérias filamentosas exercem uma função de matriz estrutural, nas qual as bactérias formadoras do floco se aderem. Isso resulta na aderência de outros microrganismos e partículas coloidais, aumentando-se o diâmetro do floco (VON SPERLING, 1996b).

O balanço entre os organismos filamentosos e os formadores de floco é delicado, e dele depende o sucesso operacional da estação de tratamento. Três condições podem ocorrer:

- Equilíbrio entre organismos filamentosos e formadores de floco: boa decantabilidade e adensabilidade do lodo.
- Predominância dos organismos formadores de floco: há insuficiente rigidez no floco, gerando um floco pequeno e fraco, com má decantabilidade. Tal condição é denominada como crescimento pulverizado (“pin-point flocc”).
- Predominância de organismos filamentosos: os filamentos se projetam para fora do floco, impedindo a aderência de outros flocos. Assim, após a sedimentação, os flocos ocupam um volume excessivo, que pode trazer problemas na operação do decantador secundário, causando a deterioração da qualidade do efluente final. Tal condição é denominada intumescimento do lodo (“sludge bulking”) (VON SPERLING, 1996b).

Uma vez que as bactérias filamentosas alcançam um excesso de concentração, elas podem absorver uma porcentagem maior de materiais orgânicos e inibir o crescimento de outros organismos importantes (www.norweco.com)

Devido à importância dessas bactérias no processo de lodos ativados, deve-se ter um monitoramento eficaz. Geralmente, são aplicados métodos clássicos para a identificação e quantificação de bactérias filamentosas, tendo como base as características morfológicas, bioquímicas e de coloração. São utilizadas as colorações de Gram e Neisser para a observação microscópica. A coloração de Gram é considerada uma coloração diferencial, que se baseia na

permeabilidade da membrana celular, sendo esta maior nas bactérias Gram negativas e menor nas bactérias Gram positivas. Para a identificação da presença de grânulos intracelulares de reserva energética em algumas espécies bacterianas, é utilizada a coloração de Neisser, que distingue os filamentos em Neisser positivo, Neisser negativo e com grânulos Neisser positivos (ABREU, 2004).

As características morfológicas como ramificações, forma do filamento, dimensão, eventual crescimento sésil, presença ou ausência de bainha, forma das células, visualização do septo e grânulos de reserva, devem ser observadas para a identificação de bactérias filamentosas. Um método de identificação facilmente encontrado na literatura é a chave de identificação de Dichotomous.

A avaliação qualitativa da abundância de bactérias é efetuada tendo como base as seis categorias propostas por Jenkins et al (1986) citadas por ABREU (2004). Este método baseia-se na observação de um certo número de flocos, de uma determinada amostra, sendo posteriormente atribuída uma categoria, adequada à situação, com base no número de filamentos existentes por floco (tabela 3).

Tabela 3: Classificação qualitativa de acordo com a abundância de bactérias filamentosas.

Classe	Abundância	Observação
0	Nenhum	Completa ausência de filamentos
1	Poucos	Filamentos observados só em alguns flocos ocasionalmente
2	Alguns	Filamentos presentes mas não em todos os flocos
3	Moderado	Filamentos observados em todos os flocos, mas com baixa idensidade (1 a 5 filamentos por floco)
4	Freqüente	Filamentos observados em todos os flocos, mas com média densidade (5 a 20 filementos por floco)
5	Abundante	Filamentos observados em todos os flocos, com alta densidade (no mínimo 20 por floco)
6	Excessivo	Filamentos presentes em todos os flocos; existem mais filamentos que flocos; os flocos invadem quase completamente o espaço entre flocos.

Fonte: Jenkins et al. (1993) citado por ABREU (2004).

2.3.3 – Problemas encontrados nos sistemas de tratamento por lodos ativados

Se a fase de separação de lodo do efluente final não acontece corretamente, a qualidade do efluente final e, por isso, do tratamento, decresce drasticamente e pode mesmo chegar à impossibilidade de gestão do processo (NICOLAU et al, 2002).

O monitoramento do lodo no tanque de aeração com identificação e quantificação da microfauna é utilizado como indicador do processo de estabilização do esgoto, da eficiência ou deficiência do processo, da constituição dos flocos e como este está populacionalmente. O processo de lodos ativados é muito dinâmico e a relação entre microfauna e condições operacionais em conjunto indica a eficiência do tratamento de esgoto, sendo que ambos devem ser determinados, e não analisados isoladamente (CUTOLO; ROCHA, 2000).

Segundo Abreu (2004), uma das ferramentas mais utilizadas para conhecer o estado de um reator biológico é através do controle microscópico do licor misto, mediante o qual é possível diagnosticar as patologias habituais da biomassa e idealmente, prever o seu aparecimento, assim como identificar alterações do desempenho do processo.

Um procedimento analítico físico-químico freqüentemente empregado é a determinação do Índice Volumétrico de Lodo. O IVL é definido como o volume ocupado por 1g de lodo após uma decantação de 30 minutos. Este índice é calculado através da seguinte fórmula:

$$\text{IVL} = \frac{H_{30} \times 10^6}{H_0 \times \text{SS}}$$

Onde:

IVL = Índice Volumétrico de Lodo (IVL) (mL/g)

H_{30} = altura da interface após 30 minutos (m)

H_0 = altura da interface no instante 0 (altura da lâmina d'água no cilindro de decantação) (m)

SS = concentração de sólidos em suspensão da amostra (mg/L)

10^6 = conversão de mg em g, e de L em mL. (VON SPERLING, 1996b).

Podem ocorrer várias disfunções no decantador secundário. Entre elas, podem citar-se o *bulking* filamentoso e o não filamentoso (perda de sedimentabilidade do lodo); o *foaming* filamentoso e não filamentoso (aparecimento de espumas); o *rising*, o *pin-point*, o *ashing* e o *washout* (NICOLAU et al, 2002).

A cultura mista de microrganismos que atua no sistema de lodos ativados tem um papel crucial nas características de sedimentabilidade do lodo. Lodos onde predominam flocos com formação inadequada são caracterizados pela presença excessiva ou pela quase ausência de macroestrutura (filamentos). No primeiro caso, há excesso de bactérias filamentosas que ultrapassam os limites dos flocos, prejudicando a sedimentação e compactação dos mesmos, levando ao intumescimento do lodo (*bulking* filamentoso); no segundo caso, não há quantidade suficiente de bactérias filamentosas formando a macroestrutura dos flocos, resultando em flocos de dimensões muito pequenas que ficam dispersos na fase líquida (*pin-point*) (MELCHIOR, et al. 2003).

Segundo Seviour⁵ (1999) citado por NICOLAU et al. (2002) ocorre *bulking* quando há redução da velocidade de sedimentação e, simultaneamente, uma menor compactação das lamas no decantador secundário, levando a uma diminuição da qualidade do efluente final. É possível diagnosticá-lo através da determinação do IVL (Índice Volumétrico de Lodo) e da observação microscópica do lodo, numa tentativa de se determinar se há um crescimento excessivo de bactérias filamentosas e, nesse caso, identificar o microrganismo em causa.

O *bulking* é um problema muito habitual nos sistemas de lodos ativados, resultando numa deficiente sedimentação do lodo ativado, podendo levar à sua perda com o efluente final, diminuindo assim a idade das lamas (IL) do sistema. Podem surgir outros problemas associados ao *bulking* na Estação de Tratamentos de Águas Residuais (ETAR) como, por exemplo, o aumento da carência química de oxigênio (CQO) e dos sólidos no efluente final, a diminuição da concentração de sólidos no lodo e subsequente redução da idade das lamas,

⁵ SEVIOUR, R. J. – “The normal microbial communities of activated sludge plants” in The Microbiology of Activated Sludge. Kluwer Academic Press: Holanda, 1999. pp76-98.

além da sobrecarga hidráulica na fase de tratamentos de sólidos na ETAR.

O *foaming* é caracterizado pela produção de espumas que podem vir a originar problemas quer pela saída destas no efluente final, quer pela cobertura da superfície do licor misto e conseqüente deficiência do arejamento. O *foaming* filamentoso é provocado pela proliferação excessiva de filamentosas, livres, no tanque de arejamento e, depois, no decantador secundário. O crescimento excessivo de bactérias filamentosas pode ser atribuído aos seguintes fatores:

- A qualidade da água residual. Sobretudo se existe uma grande quantidade de matéria orgânica dissolvida; alguns substratos também favorecem o aparecimento de determinadas bactérias filamentosas, como no caso dos óleos e gorduras que ocasionam freqüentemente um crescimento exagerado de *Microthrix parvicella* e de *Nocardia* sp.;
- O baixo teor em oxigênio dissolvido;
- A carência em nutrientes, incluindo a indisponibilidade destes em períodos intermitentes;
- A presença de águas sépticas;
- Uma baixa razão alimento / microrganismos
- A idade do lodo
- A temperatura (NICOLAU, et al 2002).

Segundo Jenkins (1993 citado por NICOLAU et al(2002), a identificação das causas de determinado desequilíbrio do crescimento filamentoso apela também ao conhecimento das características ecológicas de cada espécie ou tipo. Na tabela 4 estão assinalados alguns desses microrganismos e as causas que lhe estão associadas.

Tabela 4: Alguns organismos filamentosos e prováveis causas

CAUSA	ORGANISMO INDICADOR
Baixo concentração de oxigênio dissolvido	Tipo 1701, 1863, <i>Sphaerotilus natans</i> , <i>H. hydrossis</i>
Baixa relação alimento/microrganismo	<i>M. parvicella</i> , <i>Nocardia</i> sp., <i>H. hydrossis</i> , Tipos 021N, 0041, 0675, 0092, 0581, 0961, 0803.
Esgoto em estado séptico; sulfetos	<i>Thiothrix</i> sp., <i>Beggiatoa</i> sp., Tipo 021N
Deficiência de nutrientes (N ou P)	<i>Thiothrix</i> sp., 021N, 0041 (na presença de despejos industriais somente), 0675.
Baixo pH (< 6)	Fungos

Fonte: NICOLAU et al(2002) citando Jenkins (1993).

A morfologia destes microrganismos também pode fornecer informações úteis: por exemplo, quando se verifica carência de nutrientes, *Thiothrix* sp. apresenta crescimento em roseta, o tipo 021N forma cachos e o tipo 0041 dá resposta atípica à coloração Neisser; em águas ricas em enxofre, *Thiothrix* sp. e o tipo 021N exibem grande quantidade de grânulos de enxofre (NICLOAU et al, 2002).

Os problemas originados pelo crescimento exagerado de bactérias filamentosas podem ser solucionados pela adição de substâncias químicas ou então na modificação das condições de operação. As substâncias químicas, como o cloreto de ferro e polímeros sintéticos de ação coagulante, contribuem para a sedimentação da biomassa, entretanto, resolvem os problemas de *bulking* momentaneamente, não os eliminando. Também com uma ação imediata mas não duradoura, podem citar-se os compostos que têm ação destrutiva sobre os microrganismos, como a água oxigenada e, sobretudo, o hipoclorito (NICOLAU et al, 2002).

Von Sperling (2002) apresenta uma síntese elaborada dos principais problemas operacionais passíveis de ocorrência em sistemas de lodos ativados (tabela 5).

Tabela 5: Principais problemas operacionais nas estações de tratamento por lodos ativados.

PROBLEMAS	CAUSAS
Elevadas concentrações de sólidos em suspensão no efluente	<ul style="list-style-type: none"> - Lodo ascendente - Lodo intumescido - Lodo pulverizado - Lodo disperso - Sobrecarga de sólidos nos decantadores secundários (lodo não intumescido) - Sobrecarga hidráulica nos decantadores secundários - Espuma e escuma - Outros problemas operacionais dos decantadores secundários.
Altas concentrações de DBO particulada	<ul style="list-style-type: none"> - Elevados teores de sólidos em suspensão no efluente final
Altas concentrações de DBO solúvel	<ul style="list-style-type: none"> - Baixas concentrações de oxigênio dissolvido no reator - Concentração de SSTA insuficiente - Alta carga de DBO afluente - Elevada variação da carga de DBO afluente - Inibição por substâncias tóxicas - pH fora da faixa de 6,5 a 8,5 - Desbalanceamento de nutrientes - Variações de temperatura
Elevadas concentrações de amônia no efluente	<ul style="list-style-type: none"> - Inibição do crescimento de bactérias nitrificantes - Concentrações de SSTA no efluente - Elevadas cargas de amônia afluente

2.4 – Coagulação, floculação e sedimentação

Em tratamento de água e esgoto, a finalidade da coagulação e floculação é transformar impurezas que se encontram em suspensão fina, estado coloidal ou solução, bactérias, protozoários e plâncton, em partículas maiores (flocos) para que possam ser removidas por sedimentação (CARRIJO, 2002).

A floculação envolve dois processos: o primeiro é a coagulação, em que as cargas dos colóides são neutralizadas e eles se atraem; o segundo é a formação de flocos, que consiste no agrupamento de micro-aglomerados para formar massas maiores que sedimentarão (CARRIJO, 2002).

Os processos de lodos ativados pressupõem a agregação de vários constituintes, entre compostos orgânicos e inorgânicos, constituindo os flocos. Os flocos contêm um conjunto de bactérias designadas “formadoras de flocos” que são capazes de converter materiais orgânicos em compostos extracelulares específicos que favorecem a agregação destas bactérias a outras superfícies, orgânicas ou inorgânicas. Como consequência, partículas maiores são formadas, até constituir os flocos. Assim, esta floculação pode ser descrita como uma biofloculação (NICOLAU, et al, 2002).

2.4.1 – Mecanismo de coagulação

Segundo Silva (1999), o termo coagulação é usado para indicar a adição de substâncias químicas solúveis que têm a propriedade de reagirem entre si e com outras substâncias dissolvidas na água a ser tratada, resultando na formação de flocos gelatinosos, os quais absorvem partículas em suspensão. Essas partículas, devido a densidade dos flocos, precipitam em tempo relativamente rápido.

A coagulação, de acordo com Di Bernardo; Di Bernardo; Filho (2002), é o resultado da ação de quatro mecanismos distintos: compressão da camada difusa, adsorção e

neutralização, varredura, adsorção e formação de pontes.

- **Compressão da camada difusa:**

Um sistema coloidal pode ser desestabilizado pela adição de íons com carga contrária à das partículas coloidais. Sais simples, como cloreto de sódio, são denominados eletrólitos indiferentes e não têm características de hidrólise ou de adsorção. A introdução de um eletrólito indiferente em um sistema coloidal levará ao aumento da densidade de cargas na camada difusa e diminuirá a “esfera” de influência de partículas, ocorrendo a coagulação por compressão da camada difusa.

Concentrações elevadas de íons positivos e negativos (força iônica elevada) na água acarretam acréscimo do número de íons na camada difusa que, para se manter eletricamente neutra, tem seu volume reduzido (diminuição da espessura), de modo que as forças de Van der Waals resultam dominantes, eliminando a estabilização eletrostática (figura 7) (DI BERNARDO; DI BERNARDO; FILHO, 2002).

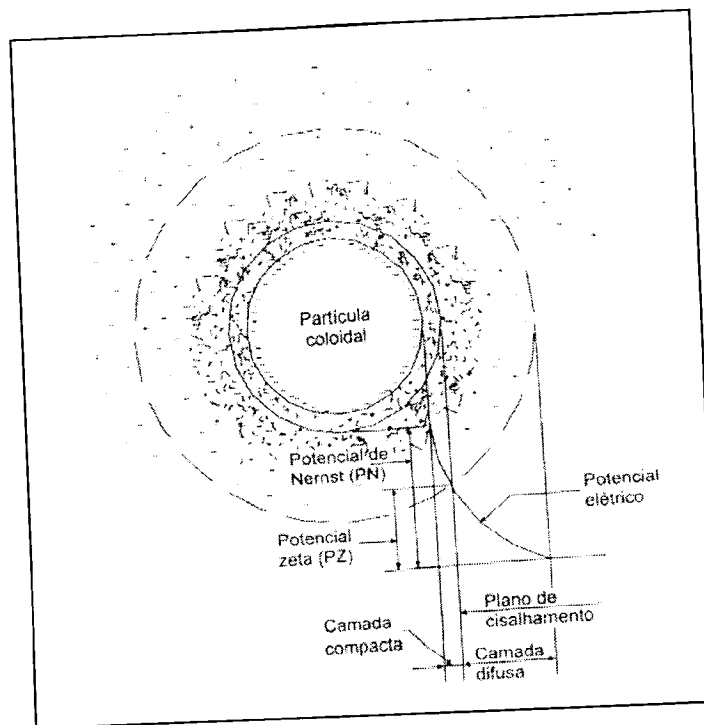


Figura 7: Configuração esquemática da dupla camada elétrica.

- **Adsorção e neutralização de cargas:**

Há algumas espécies químicas capazes de ser adsorvidas na superfície das partículas coloidais. Se essas espécies possuírem carga contrária à da superfície dos colóides, haverá desestabilização dos mesmos. A atração entre a superfície e a espécie adsorvida resulta, provavelmente, de interações como ligação de hidrogênio, reações de coordenação, ligações covalentes e reações de troca iônica.

A intensidade de tais fenômenos é superior aos efeitos eletrostáticos obtidos pela compressão da camada difusa, o que de certa forma esclarece a possibilidade de reestabilização da solução coloidal por reversão da camada superficial, quando ocorrer superdosagem do coagulante (DI BERNARDO; DI BERNARDO; FILHO, 2002).

- **Varredura**

A formação de precipitados pode ocorrer principalmente em função da dosagem de coagulante, do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água. As partículas coloidais presentes comportam-se como núcleos de condensação para esses precipitados, que desta forma, são removidas por sedimentação.

Neste mecanismo, os flocos resultantes são maiores e apresentam velocidades de sedimentação relativamente altas, se comparados aos flocos obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de adsorção-neutralização (DI BERNARDO; DI BERNARDO; FILHO, 2002).

- **Adsorção e formação de pontes**

Este mecanismo acontece através dos polieletrólitos que são compostos de cadeia molecular grande, que têm a propriedade de apresentar grupos com carga ao longo da cadeia e são capazes de agir como coagulante eficiente. Tais compostos podem ser classificados como aniônicos, catiônicos, anfotéricos e não-iônicos, dependendo da característica do grupo com carga que apresentam.

A teoria desenvolvida para explicar o comportamento dos polímeros como coagulantes é baseada na adsorção dos mesmos à superfície das partículas coloidais, seguida pela redução da carga ou pelo “entrelaçamento” das partículas pelos polímeros (DI BERNARDO; DI BERNARDO; FILHO, 2002).

2.4.2 – Mecanismo de floculação

Nas estações de tratamento de água, a floculação corresponde à etapa em que são fornecidas condições para facilitar o contato e a agregação de partículas previamente desestabilizadas por coagulação química, visando à formação dos flocos com tamanho e massa específica que favoreçam sua remoção por sedimentação (DI BERNARDO; DI BERNARDO; FILHO, 2002).

No início da floculação, são necessários gradientes de velocidade mais elevados para aumentar as chances de contato e agregação das partículas pequenas previamente desestabilizadas por coagulação química (DI BERNARDO; DI BERNARDO; FILHO, 2002).

2.4.3 – Mecanismo de sedimentação

A sedimentação é um fenômeno físico em que as partículas em suspensão apresentam movimento descendente em meio líquido de menor massa específica, devido à ação da gravidade (DI BERNARDO; DI BERNARDO; FILHO, 2002). Dessa forma, em um tanque em que a velocidade de fluxo da água é bem baixa, as partículas tendem a ir para o fundo. O líquido sobrenadante torna-se em consequência clarificado, enquanto as partículas do fundo formam uma camada de lodo, e são removidas conjuntamente com ele. A sedimentação é uma operação unitária de grande importância em diversos sistemas de tratamento de esgotos. A correta separação dos sólidos em suspensão do líquido produzirá um efluente límpido e de baixa DBO (VON SPERLING, 1996b).

2.5 – Flocculantes sintéticos

O processo de floculação consiste na formação de agregados de partículas suspensas do meio líquido com dimensões e pesos específicos suficientes para serem separados da fase líquida por decantação (NICOLAU, et al, 2002). Entretanto, muitas impurezas na água estão presentes na forma de colóides que não se sedimentam. Sua remoção pode ser conseguida pela adição de flocculantes (TEBBUT, 1983).

As substâncias químicas que promovem a coagulação são geralmente, sais de alumínio e ferro. Em boa parte das estações de tratamento de água e melhorias para tratamento de maiores vazões, vêm sendo utilizados polímeros sintetizados como a poliacrilamida à partir de reações de polimerização orgânica (SILVA, 1999).

O alumínio, principal substância usada como coagulante, pode causar toxicidade a diversas espécies de peixes, bactérias, algas, invertebrados e plantas já que ele não se decompõe (CARRIJO, 2002). Este flocculante sintético é causador de um possível efeito neurotóxico devido a sua prolongada exposição em nosso organismo. Por isso deve-se eliminar ou diminuir a concentração utilizada no tratamento de água de abastecimento para 0,1mg/L (CONAMA 20) e 0,2 mg/L (Portaria 36/OMS) (SILVA, 1999).

Cada coagulante requer um pH adequado, para ser necessário ajustar o parâmetro do componente químico escolhido. Utiliza-se quase sempre hidróxido de cálcio ou carbonato de sódio para aumentar o pH da água e ácido sulfúrico para reduzir (SILVA, 1999).

Processos convencionais utilizam coagulantes químicos que podem ser classificados como:

- Coagulantes ácidos : Sulfato de alumínio $[Al_2 (SO_4)_3 \cdot 18H_2O]$, sulfato ferroso $[FeSO_4 \cdot 7H_2O]$, cloreto férrico $[FeCl_3]$ e sulfato férrico $[Fe_2 (SO_4)_3]$.
- Coagulantes básicos : - aluminato de sódio $[Na \cdot AlO_2]$ (SILVA, 1999)

O sulfato de alumínio[$Al_2 (SO_4)_3 \cdot H_2O$], denominado alúmem, é provavelmente, a substância química mais amplamente utilizada para coagulação dos suprimentos públicos de água, devido a excelente formação do floco, sua relativa economia e facilidade de manuseio. Tal substância é bastante eficiente em relação a redução da cor, turbidez, DQO e DBO, porém sua concentração diminui em 43% pelo próprio alumínio. O seu pH utilizado é de 5,0 a 8,0.

Segundo Vianna⁶ (1997) citado por SILVA (1999), existem outros coagulantes como o sulfato ferroso, muito útil para tratar águas que apresentem pH elevado na faixa de 8,5 a 11,0; sulfato férrico conveniente para tratamento de águas altamente coloridas ou ácidas é efetivo na faixa do pH de 5,0 a 11 e cloreto férrico produz bons flocos em amplo intervalo no pH de 5,0 a 11,0.

O sulfato de alumínio dependendo da dosagem é tóxico e pode provocar doenças de demência e coordenação motora, devido à deficiência renal em filtrar os metais do sangue que é levado ao cérebro como o Alzheimer, mal de Parkinson e Síndrome de Down (SILVA, 1999).

⁶ VIANNA M. R. *Hidráulica Aplicada às Estações de Tratamento de Água Imprimatur*. Artes Ltda: Rio de Janeiro, 1997.

2.6 – Flocculantes naturais

O uso de polímeros naturais pode trazer vantagens econômicas, além de causar menor impacto ambiental. São exemplos de flocculantes naturais: amido, que consiste num polissacarídeo extraído de cereais como o milho, o trigo e o arroz, como também de raízes de mandioca e de batata; tanato quaternário de amônio, extraído da casca de plantas arbóreas (como por exemplo a Acácia Negra); sementes extraídas da hortaliça arbórea *Moringa oleifera* e quitosana, presente em cascas de camarão (CARRIJO, 2002).

A obtenção de polímeros adequados para uso em tratamento de esgoto necessita de características como: solubilidade em água, propriedades eletrolíticas e peso molecular adequado (SILVA, 1999).

A sociedade em geral, e em particular, as mais carentes, procuram ainda, novas alternativas para o tratamento de água e esgoto para sanear o meio de forma mais eficiente, econômica e de fácil manuseio (SILVA, 1999).

2.6.1 - Taninos vegetais

O tanino pode ser encontrado abundantemente em várias partes das árvores como: raízes, folhas, flores, frutos e sementes. A grande vantagem dos taninos vegetais é a propriedade de adsorver metais dissolvidos em água, aglutinando-os por precipitação no meio; além disso podem eliminar ou diminuir a toxidez existente na água oriundos de fontes como cianofícias ou bactérias clorofiladas por exemplo. O tanino pode minimizar em 65% os parâmetros de cor, turbidez, DQO e DBO (SILVA, 1999).

Os taninos pertencem ao grupo de compostos polihidroxifenólicos diferentes, que se encontram misturados, constituídos por polifenóis simples, carboidratos, aminoácidos e gomas hidroxidolodais e que têm utilidade em indústrias de curtimento de pele, produção de

plásticos, anticorrosivos, cola e floculantes, para tratamento de água e esgoto. Os taninos têm efeitos inibidores de tumores, pela formação de radicais livres estáveis, inibem a peroxidação de lipídios e outras substâncias; são usados como agentes antimicrobianos em geral (fungicidas e antibacterianos), como antitermitas, como reguladores de crescimento e germinação de plantas e funções relacionadas a estas (SILVA, 1999).

Segundo Carrijo (2002), o Tanato Quaternário de Amônio é um polímero orgânico-catiônico, de baixa massa molecular, de origem essencialmente vegetal e não tóxico, atua como coagulante/floculante recomendado para o tratamento de águas de abastecimento em geral sendo solúvel em água fria.

A madeira é constituída de dois grandes grupos: o que forma a parte da estrutura celular e a dos materiais extraíveis. Deste grupo de substâncias extraíveis são encontrados os polifenóis, o subgrupo mais importante e numeroso. Os polifenóis se dividem em taninos, ligninas e polifenóis simples (polifenóis menores, flavonóides e outros). O polímero extraído da madeira é derivado da lignina e taninos condensados (SILVA, 1999).

As soluções de taninos são precipitáveis em reação com íons metálicos. Por exemplo, com os íons de alumínio e ferro, desenvolvem flocos de cor preta levemente azuladas ou esverdeadas; na presença de cálcio, bário, zinco, antimônio e estanho, flocos predominantemente brancos; e com sais de chumbo, mercúrio, cobalto e bismuto flocos de cor amarela. Se houver no meio a presença de urânio, flocos de cor roxa esverdeada e com a platina, verde "sombra" (SILVA, 1999).

Atualmente os taninos são classificados como: hidrolizáveis com a formação de dímeros, trímeros e constituindo ligações carbono-oxigênio, devido sua estrutura nuclear de glicose e ácido gálico (tanino de fácil decomposição); e taninos condensados de estrutura flavonóidica, que através da sua condensação formam proantocianidinas (polímeros do tanino). O tanino condensado é o mais utilizado como floculante por ser mais viscoso que o hidrolizável (SILVA, 1999).

O tanino atua em sistemas de partículas coloidais, neutralizando cargas e formando pontes entre estas partículas, sendo este processo responsável pela formação de flocos e conseqüente sedimentação. O tanino não altera o pH da água tratada, por não consumir alcalinidade do meio, ao mesmo tempo em que é efetivo numa faixa de pH de 4,5 a 8,0. Este floculante natural pode ser aplicado diretamente ou sob a forma de uma solução diluída, sozinho ou em combinação com outros agentes (SILVA, 1999).

Experiências demonstraram que quanto mais diluída a solução de Tanato Quaternário de Amônio, maior é a sua eficiência. A concentração da solução de cada estação deve ser adaptada para cada caso (CARRIJO, 2002).

2.6.2 - Quitosana

A quitina é o segundo biopolímero mais abundante encontrado na natureza, depois da celulose; é um polímero linear composto por unidades 2-acetamino-2-deoxi- β -D-glicose (~95%) e 2-amino-2-deoxi- β -D-glicose (~5%) ligados através de ligações $\beta(1\rightarrow4)$; tem como função principal manter a estrutura de artrópodes e alguns fungos. As fontes comerciais e tradicionais de quitina são: casca de siri, camarão e lagosta, que são subprodutos da indústria de beneficiamento de pescado (RODRIGUES, 2003).

A utilização de subprodutos naturais e renováveis, além de livrar a natureza de agentes poluidores, como as cascas de camarão, gera múltiplas possibilidades de aplicação em diversas áreas como: medicina, fármacos como antiácido, cicatrizante de úlceras e para reduzir o colesterol e inibir as lipoproteínas de baixa densidade - LDL (colesterol ruim), odontologia, agricultura, indústrias de cosméticos, alimentos e de papel, tratamento de águas e efluentes poluidores, substituição de fibras convencionais, etc., tendo em vista a grande versatilidade dos biomateriais quitina e quitosana e seus derivados (CARRIJO, 2002).

A quitosana, também um polímero linear composto de unidades 2-amino-2-deoxi- β -D-

glicose (60~100%) e 2-acetamino-2-deoxi- β -D-glicose (0~50%), é o principal derivado da quitina e pode ser produzida por alguns fungos. Do ponto de vista econômico, a principal fonte de quitosana é a quitina, sendo obtida a partir da desacetilação através de processos químicos ou químicos e enzimáticos. O método mais empregado de preparação da quitosana envolve a reação de desacetilação da quitina com NaOH 40% à 120 °C durante cerca de 3 horas. Para se produzir 1 Kg de quitosana com grau de desacetilação de 70%, a partir de casca de camarão, são necessários 6,3 Kg de HCl, 1,8 Kg de NaOH e aproximadamente 1400 L de água. O rendimento da quitina é de aproximadamente 10% em termos de resíduo seco de cascas de crustáceos (RODRIGUES, 2003).

A principal utilização comercial da quitosana está relacionada à aplicação em sistemas de tratamento de efluentes de indústrias alimentícias (laticínios, frigorífico aves, beneficiamento de pescado, processamento de ovos) na recuperação de proteína. O resíduo seco, resultante da precipitação do efluente e quitosana, pode conter 34-72 % de proteína e 36-58 % de gordura, (NO e MEYERS 2000). Outra aplicação da quitosana é a remoção de metais pesados, ácidos e corantes em sistemas de tratamento de efluentes de indústrias têxteis, entretanto, devido à solubilidade em meio ácido a sua utilização é limitada a uma determinada faixa de pH. (RODRIGUES, 2003).

A quitosana apresenta propriedades biológicas tais como baixa toxicidade (DL50 de 16 g Kg⁻¹, v.o., estudos *in vivo*, utilizando camundongos), é biodegradável, não-alérgica, anticoagulante, antifúngica e antimicrobiana. Estas propriedades têm atraído grande atenção de muitos pesquisadores na área de biomateriais e produtos farmacêuticos, (RODRIGUES, 2003).

2.6.3 - Amido

O amido é um polissacarídeo extraído de diversos cereais como o milho, o trigo e o arroz, como também de raízes da mandioca e da batata. O mais comercializado é o amido de milho, devido a sua abundância e o baixo preço. É caracterizado pela mistura de dois polímeros, sendo um linear, amilose e o outro ramificado, amilopectina, com unidades de α -D-glicopiranosil2 (CARRIJO, 2002).

Os polímeros constituintes do amido ocorrem em diferentes quantidades nos amidos de várias fontes botânicas. A abundância de grupos hidroxil nas moléculas de amido fornece ao mesmo, características hidrofílicas, o que faz com que o polímero estabeleça ligações de hidrogênio com a água. A atração intensa e a tendência de cristalização são mais aparentes para a amilose (MARINELLI et al, 2000).

Em estudos feitos por Di Bernardo; Di Bernardo; Filho (2002), para a diminuição da turbidez da água, foram utilizadas diferentes dosagens de amido de mandioca catiônico preparado a quente (dosagem de Sulfato de Alumínio PA=18mg/L). Percebeu-se que o aumento da dosagem de amido catiônico melhorou consideravelmente a qualidade da água decantada somente para velocidades de sedimentação maiores que 2,7 cm/min, sendo os melhores resultados obtidos com a dosagem de amido de 3 mg/L.

Os amidos catiônicos podem ser substitutos em potencial dos polímeros sintéticos no tratamento de águas de abastecimento, quando utilizados como auxiliares de floculação (DI BERNARDO; DI BERNARDO; FILHO, 2002).

O amido pode ser modificado fisicamente para melhorar sua solubilidade em água e alterar o tamanho da partícula. A necessidade do aquecimento ou tratamento químico de grânulos dispersos podem ser um obstáculo para algumas aplicações. Pequenas partículas de amido são desejáveis para uso como em enchimento de filmes plásticos e produtos cosméticos (DI BERNARDO; DI BERNARDO; FILHO, 2002).

O amido granular pode ser levado a um estado de dispersão, amorfo, através do processo de solvatação, em que moléculas pequenas, como a água (ou solventes orgânicos como dimetilsulfóxido), atuam como plastificantes, separando as cadeias. Ainda, soluções alcalinas, ou soluções de sais (como CaCl_2 e KI) podem provocar o mesmo efeito. Esta conversão do amido granular, cristalino, para um estado disperso e amorfo é conhecida como gelatinização. A gelatinização dos grânulos de amido na água é detectada pela diminuição de entrecruzamento entre cadeias, aumento na transmitância óptica, e aumento da viscosidade (MARINELLI et al, 2000).

2.6.4 - *Moringa oleifera*

Moringa oleifera é uma hortaliça arbórea não convencional da família Moringaceae, distribuída na África e Ásia. Sua utilização é muito antiga, mas recentemente a espécie tem sido redescoberta como uma árvore de múltiplas potencialidades, sendo utilizada desde a alimentação até a perfumaria e a farmácia. É originária do norte da Índia, mas seu cultivo se estende pelas regiões tropicais e subtropicais, sendo extremamente importante como suplemento nutricional para populações de baixa renda devido ao alto teor de vitaminas A e C, cálcio, ferro, proteínas e aminoácidos essenciais (FUGLIE; MANÉ, 1999).

Esta hortaliça arbórea é muitas vezes reportada na literatura como “árvore multiuso”. Suas folhas frescas são mais nutritivas do que a maioria dos vegetais, contendo maior quantidade de vitamina A do que as raízes de cenoura, mais vitamina C do que o tomate, rabanete, cenoura e ervilha, além de ter quantidade de proteína equivalente à ervilha (6,7g de vitamina por 100g de matéria fresca) (POLASTRO, 2003).

As sementes são numerosas, castanhas, globulares, quase 1cm de diâmetro, triangularadas. Possuem “asas” na base e no ápice, 2 a 2,5cm de comprimento, 0,4 a 4,7 cm de largura, escariosas (SILVA; KERR, 1999).

O fato de ser perene, não necessitando de plantios periódicos, de ser muito resistente às podas e de produzir folhas novas durante todas as estações do ano, eleva seu potencial de popularização, uma vez que exige pouco trabalho para ser cultivada e sua produção é, quase sempre, boa (SILVA, 1996). Além disso, é resistente à seca, pouco exigente quanto a solos e adubação, e resistente a pragas e doenças, o que a torna uma boa alternativa alimentar para a maior parte do território brasileiro (SILVA; KERR, 1999).

As sementes da moringa contêm 40% de óleo em peso. Testes laboratoriais em Leicester confirmaram que o que resta das sementes após a extração do óleo contém ainda coagulantes ativos. O que resta das sementes pode ser secado e armazenado; pode ser obtido

sem nenhum custo como sub-produto da extração de óleo. A tabela 6 resume os principais usos da *Moringa oleifera* (FOLKARD; SUTHERLAND, 1994).

Tabela 6: Principais usos da *Moringa oleifera*

OS USOS DA MORINGA	
VEGETAL	- Vagens verdes, folhas, flores e sementes que podem ser torradas.
ÓLEO	- As sementes contêm 40% de óleo por peso. - Usado para cozinhar, produzir sabão, como base para cosméticos e em lâmpadas.
COAGULANTE DE ÁGUA	- Tradicionalmente usado para tratamento para uso doméstico no Sudão e Indonésia. - Usado com sucesso no tratamento de água em grande escala no Malawi.
OUTROS USOS	- Todas as partes da planta podem ser usadas em uma variedade de remédios tradicionais. - A semente em pó é usada em unguento no tratamento de infecções da pele causadas por bactérias comuns. - As folhas e sementes podem ser usadas como alimento para o gado ou como fertilizante para o solo. - Podem servir como cercas - A madeira é fonte de combustível. Os galhos principais podem ser podados para que outros galhos cresçam. - Agro-silvicultura; para se intercalar com outras colheitas – a moringa adiciona nitrogênio ao solo.

Fonte: FOLKARD; SUTHERLAND (1994).

Do levantamento apresentado por Silva (1996) e Silva; Kerr (1999), apenas o caule não é consumido, em função de sua dureza. Todas as outras partes da planta são utilizadas como alimento humano e para animais, em várias partes do mundo, além de apresentarem várias propriedades medicinais e, neste caso, a casca dos troncos também se inclui. O uso de sementes como agente de coagulação-floculação no tratamento de águas para consumo é discutido por Ndabigengesere; Narasiah (1998).

Durante o processo de purificação, a quantidade de bactéria pode ser reduzida em 97%. Eilerte et al⁷ (1981), citado por Silva; Kerr (1999) isolaram a substância antibacteriana das sementes de *M. oleifera* e de *M. stenopetala*, e determinaram sua estrutura: (4-(L-Rhamnosyloxybenzylisothiocyanate (RI)). Sementes descascadas e desengorduradas possuem cerca de 8 a 10% desta substância. Este composto possui ação antimicrobiana, agindo contra bactérias e fungos.

Em pesquisa realizada por Ndabigengesere; Narasiah (1998), amostras de efluentes municipais e industriais foram tratados por coagulação-floculação e sedimentação, utilizando extratos de sementes de *Moringa oleifera* como coagulante primário. A qualidade do efluente tratado foi analisado e comparado à do efluente tratado com alumínio. Os resultados mostraram que as sementes de *Moringa oleifera* foram eficientes como um coagulante primário em tratamento de esgoto para remoção de sólidos em suspensão e microrganismos, e também a remoção de alguns metais. Nutrientes e Demanda Química de Oxigênio (DQO) não foram removidos com sucesso. Nutrientes e DQO foram de alguma forma, aumentados utilizando sementes de *Moringa oleifera* como coagulante. Comparadas ao alumínio, as sementes de *Moringa oleifera* produziram de 4 a 6 vezes menos volume de lodo. O alumínio foi muito efetivo na remoção de fósforo. O aumento da DQO e de nutrientes pode ser evitado utilizando-se proteínas purificadas ao invés de extratos puros de sementes.

A purificação da proteína ativa a partir do extrato pode ser realizada com o intuito de aumentar a sua estabilidade ao longo do tempo e diminuir o aumento de matéria orgânica com o tratamento de água. A utilização da proteína purificada pode reduzir em até 98,8% a turbidez inicial (CARVALHO, 2005).

Em pesquisa realizada por Broin et al (2002) a cadeia de DNA das proteínas flocculantes foram clonadas e a proteína recombinante, MO_{2.1}, foi expressada em *Escherichia coli*. Esta proteína é capaz de agregar partículas de argila (pequenas) de *montmorillonite* bem

⁷ EILERT, U.; WOLTERA, B.; NAHRSTEDT, A. The antibiotic principle of seeds of *Moringa oleifera* and *Moringa stenopetala*. Journal of Medical Research. 42:55-61. 1981.

como bactérias gram-positivas e gram-negativas. Neste trabalho é discutido o uso de proteínas recombinantes para o estudo das propriedades floculantes e melhorar os processos de purificação de água.

Pesquisas comparativas mostraram que as sementes de cinco espécies da família Moringaceae contém propriedades coagulantes altamente eficientes. Estes coagulantes têm propriedades semelhantes ao coagulante usado convencionalmente (sulfato de alumínio). As substâncias ativas são encontradas apenas no grão branco (cotilédones) das sementes (OLIVEIRA, 2003).

Os floculantes ou coagulantes da Moringa são polipeptídeos que não foram ainda claramente identificados. O pó da semente é muito eficiente para redução da turvação mesmo em diferentes níveis de pH, enquanto que o sulfato de alumínio mostra bons resultados somente em pH=7,0 (CARRIJO, 2002).

3 - MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram realizados no laboratório de análises da Estação de Tratamento de Efluentes da “Indústria de Bebidas Paratudo”, situada na Av. José Andraus Gassani, 2795 – Distrito Industrial – na cidade de Uberlândia – MG (figura 8). A coleta de efluentes foi realizada nesta mesma estação, onde encontra-se um sistema de tratamento de efluentes por lodos ativados, e as amostras foram analisadas em seguida, antes que houvesse precipitação dos flocos. Dessa forma, não foi necessário a refrigeração para a conservação das amostras. As amostras de efluentes foram coletadas no reator aeróbio da ETE.

Com o intuito de observar o comportamento dos flocculantes naturais foram realizados testes de floculação comparativos, testes físico-químicos e observações microscópicas. Foram realizadas também observações quanto à comunidade microbiológica.

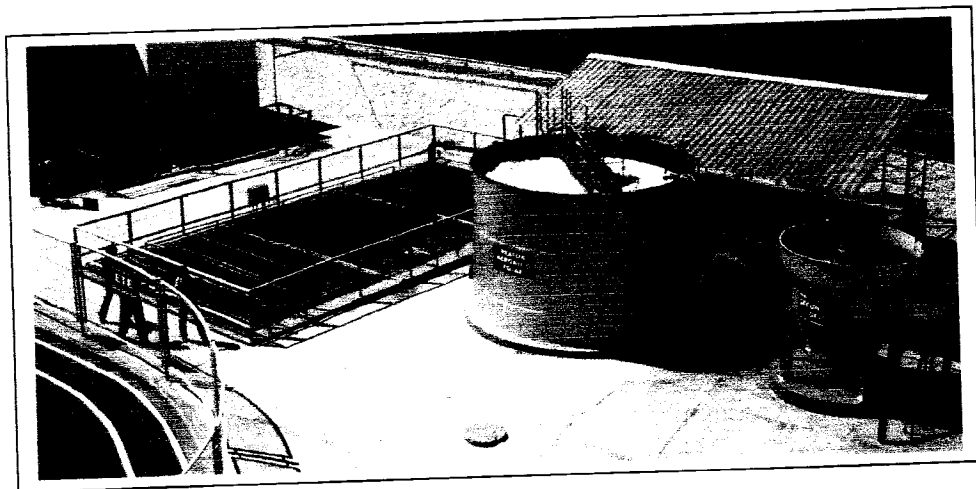


Figura 8: Estação de tratamento de efluentes por lodos ativados da indústria de bebidas Paratudo

3.1 - Testes de floculação

O experimento em Jarteste – equipamento de reatores estáticos utilizado para testes de floculação – consiste em estabelecer uma série de concentrações crescentes de floculante para a análise da sedimentabilidade em amostras contendo efluente líquido. Com isso, consegue-se estabelecer uma dosagem mínima de floculante requerido (DI BERNARDO et al. 2002).

Para os testes de floculação foi utilizado o Jarteste modelo Milan® - JTC. As amostras foram colocadas nos jarros, cada um contendo uma determinada concentração de floculante sintético ou natural. Inicialmente, foi utilizada uma agitação forte (120 rpm) durante 1 minuto e posteriormente uma agitação fraca (20 rpm) por 2 minutos. A precipitação foi observada em intervalos de tempo pré-definidos e os dados foram comparados a fim de se ter um floculante viável comercialmente e que tenha uma ação rápida (cerca de 10 minutos), obtendo-se assim um efluente final tratado de qualidade.

Para efeito comparativo, foi utilizado o polímero sintético catiônico 21530C® (Sun Produtos Químicos Ltda) preparado na concentração de 1g/L. Como floculante natural, foram utilizadas sementes de *Moringa oleifera*, coletadas em árvores do campus Umuarama da Universidade Federal de Uberlândia - MG e devidamente preparadas no dia do experimento, de acordo com a metodologia proposta por Folkard; Sutherland (1994). Foi testado também o amido como floculante natural, de acordo com a metodologia proposta por Marinelli et al (2000).

3.2 - Flocculante sintético

Inicialmente foi feita a análise da concentração ideal de flocculante sintético (polímero catiônico 21530C®) a ser utilizado na amostra de efluente (figura 9). Foram acrescentadas em cada jarro, dosagens diferentes de flocculante sintético.

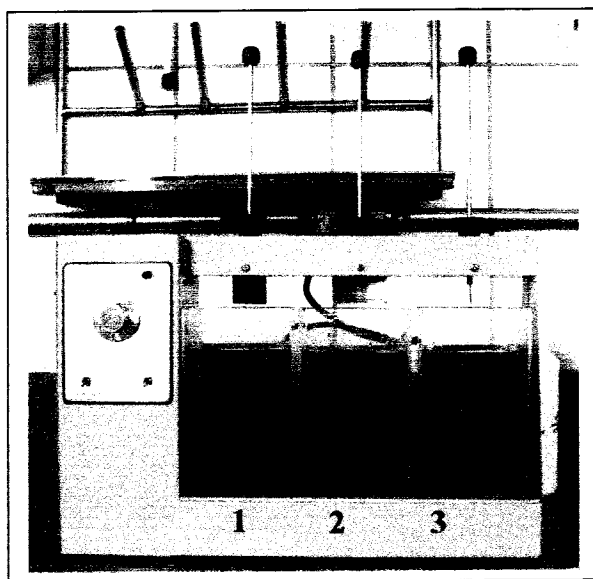


Figura 9: Início do experimento. Jarro 1: efluente com 1ppm de polímero. Jarro 2: efluente sem polímero. Jarro 3: efluente com 0,5ppm de polímero.

3.3 - Preparação de floculante natural extraído de *Moringa oleifera*

Segundo Folkard; Sutherland (1994), vagens com sementes devem ser deixadas para amadurecer na árvore e coletadas quando secas. As asas e cascas das sementes devem ser removidas deixando-se apenas a parte interna branca (cotilédones), que deve ser triturada (figura 10). Para 1L de água são necessárias 50 a 150 mg de sementes inteiras.

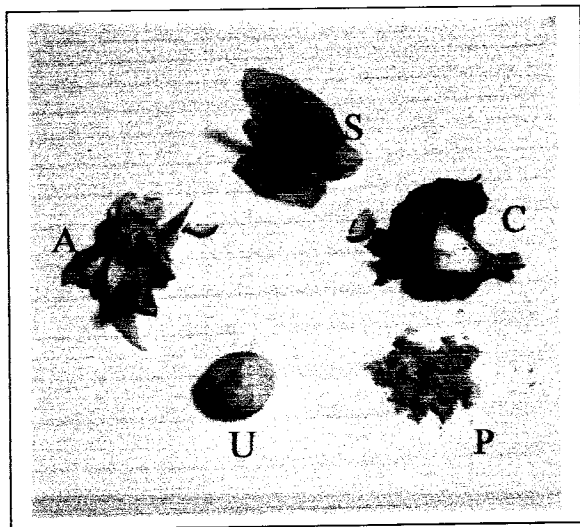


Figura 10: Partes da semente de *Moringa oleifera*. S: semente. A: asas. C: casca. U: parte utilizada como floculante (cotilédone). P: pó obtido pela tritura de U.

Deve-se adicionar uma pequena quantidade de água destilada às sementes trituradas para formar uma pasta. Coloca-se a pasta dentro de um béquer e adiciona-se 200mL de água destilada, agitando por 5 minutos, filtrando-se a solução. O conteúdo deve ser misturado rapidamente por 2 minutos e depois misturado vagarosamente por 10 a 15 minutos (FOLKARD; SUTHERLAND, 1994)



Figura 11: Preparação da solução de floculante natural.

As sementes secas e o pó podem ser armazenados. No entanto, a pasta deve ser preparada no dia que vai ser usada. Para tratar 20 litros de água são necessárias cerca de 2 gramas de sementes trituradas. Para águas com maior turbidez, pode-se aumentar a concentração.

No procedimento experimental, as sementes foram pesadas em balanças eletrônicas de precisão FA2104N® no laboratório da empresa GMA (Gasques Monitoramento Ambiental Ltda). Apenas as sementes maduras foram utilizadas no experimento (figura 12). As sementes malformadas ou esbranquiçadas foram descartadas. Para a preparação da solução, as sementes foram trituradas e colocadas em um béquer agitando-se por 5 minutos e, posteriormente, a solução foi filtrada.

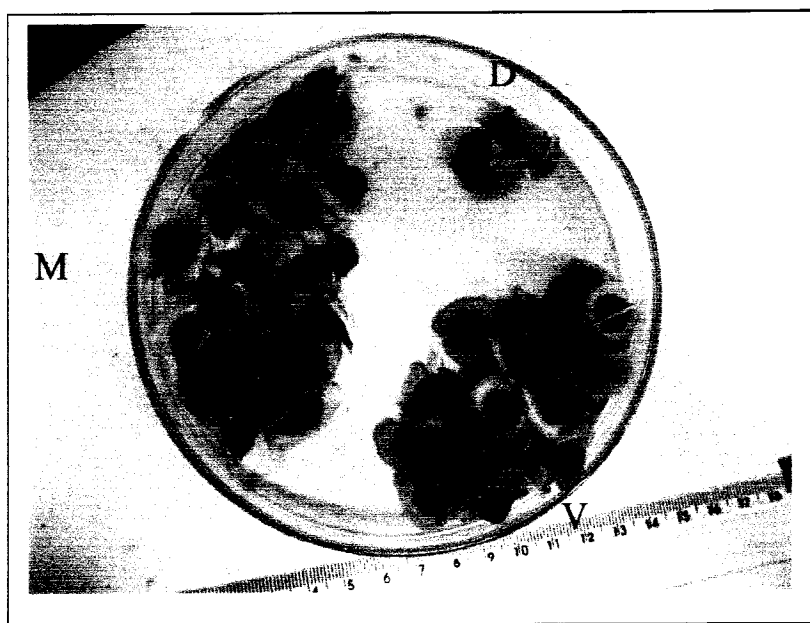


Figura 12: Sementes de *Moringa oleifera*. M: sementes maduras. V: sementes verdes. D: sementes malformadas.

A solução de *Moringa oleifera* foi preparada no dia do experimento. Inicialmente foi proposta uma concentração de 0,5g de sementes trituradas para 50 mL de água. No primeiro jarro foi colocado 1mL desta solução, obtendo-se, portanto, a concentração de 10ppm. No terceiro jarro foi colocado 0,5 mL da solução, obtendo-se uma concentração de 5ppm e no segundo jarro não foi adicionado nenhum flocculante à amostra de efluente.

Realizaram-se outros ensaios, com soluções mais concentradas de sementes de *M. oleifera*, comparando com a utilização de flocculante sintético.

Devido à formação de precipitado na solução de moringa (figura 13), propôs-se um aquecimento a 85°C para observar o efeito da temperatura na solubilização desta solução.

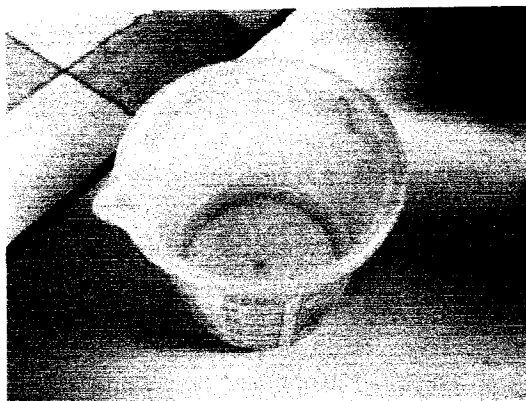


Figura 13: Precipitação dos componentes da semente triturada em suspensão.

3.4 - Preparação de flocculante natural extraído de amido de milho

Segundo Marinelli et al (2000), as soluções de amido de milho podem ser preparadas a quente, com concentração de 1,0 g/L, aquecendo-as até a temperatura de gelatinização ($80 \pm 5^\circ\text{C}$). Esta modificação física tem o intuito de melhorar sua solubilidade em água e alterar o tamanho da partícula.

Foi preparada uma solução de amido na concentração 1g/L a 85°C. Este flocculante natural foi testado em Jarreste nas concentrações de 1ppm, 2ppm e 5ppm.

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 – Ensaio em Jarreste

Os ensaios em jarreste apresentaram diferentes respostas à adição dos flocculantes, conforme apresentados nos dados seguintes:

4.1.1 – Flocculante sintético:

Tabela 7: Ensaio em jarreste contendo flocculante sintético

Jarro	Concentração de flocculante sintético	Eficiência de sedimentação (5 min)
Jarro 1	1,0 ppm	Maior
Jarro 2	0 ppm	Menor
Jarro 3	0,5 ppm	Média

A concentração do flocculante sintético de 1ppm foi mais efetiva do que a concentração de 0,5 ppm. A presença de flocculante no efluente aumentou a velocidade de sedimentação dos flocos, tornando a água mais clarificada. Além disso, o flocculante sintético aumentou o tamanho dos flocos (figura 14).

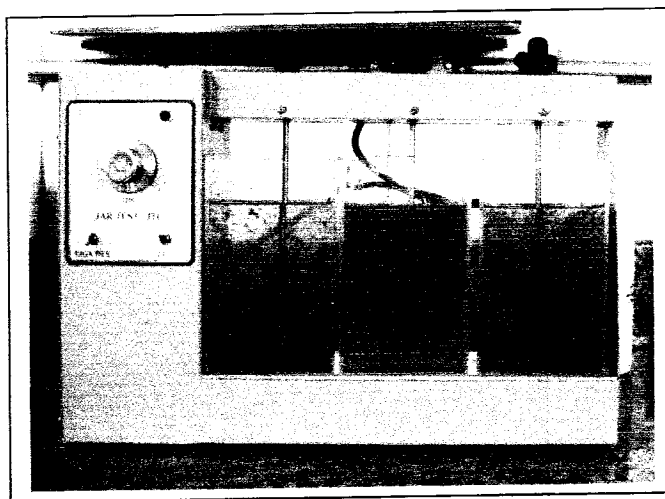


Figura 14: Ensaio de Jarreste com flocculante sintético após 5 minutos.

Aparentemente, o que diferenciou a eficiência da sedimentação entre 1 e 0,5ppm foi o tempo, já que para 1ppm a velocidade de sedimentação foi mais rápida. Após 10 minutos, em ambos os jarros contendo floculante sintético, houve precipitação (figura 15).

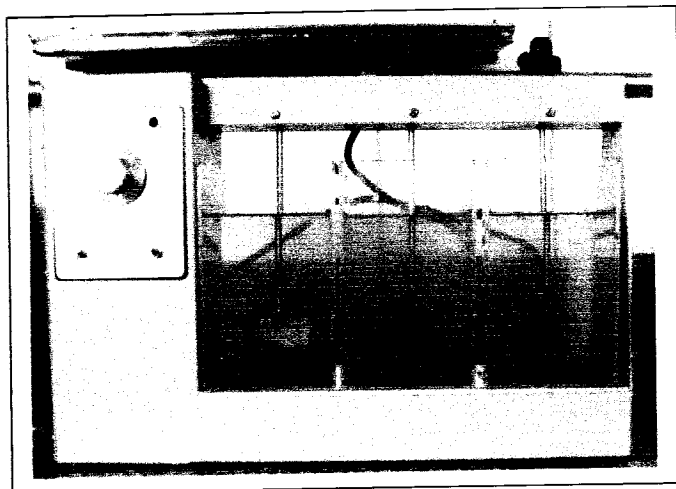


Figura 15: Ensaio de Jarresteste com floculante sintético após 10 minutos.

4.1.2 – Flocculante natural

Tabela 8: Ensaio em jarreste contendo flocculante natural (0,5g de sementes para 50mL de água)

Jarro	Concentração de flocculante natural (<i>Moringa oleifera</i>)	Observações (10 minutos)
Jarro 1	10 ppm	Não houve alteração
Jarro 2	0 ppm	Não houve alteração
Jarro 3	5 ppm	Não houve alteração

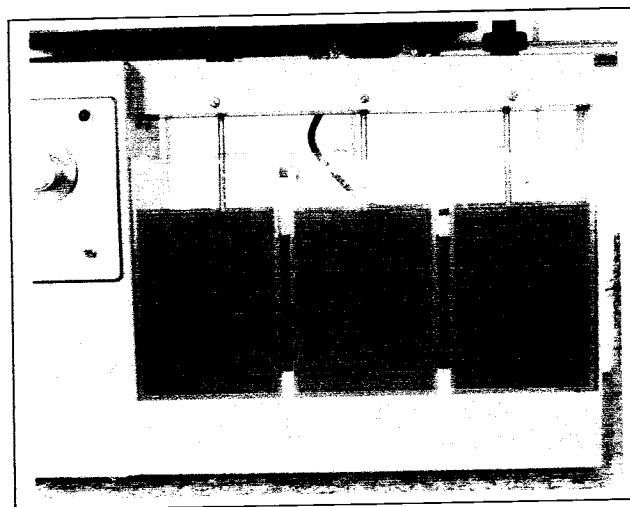


Figura 16: Ensaio em Jarreste após 10 minutos utilizando flocculante natural. Jarro 1: efluente com 10ppm de flocculante natural. Jarro 2: efluente sem flocculante. Jarro 3: efluente com 5ppm de flocculante natural.

Após 10 minutos, não houve formação de flocos aparentes utilizando o flocculante natural extraído de *Moringa oleifera*. Provavelmente, a concentração utilizada não foi suficiente para a flocculação, sendo necessária uma concentração maior do que 10ppm.

O aquecimento da solução de extrato de moringa não produziu resultados significativos conforme observado na figura 17. Não houve precipitação evidente.

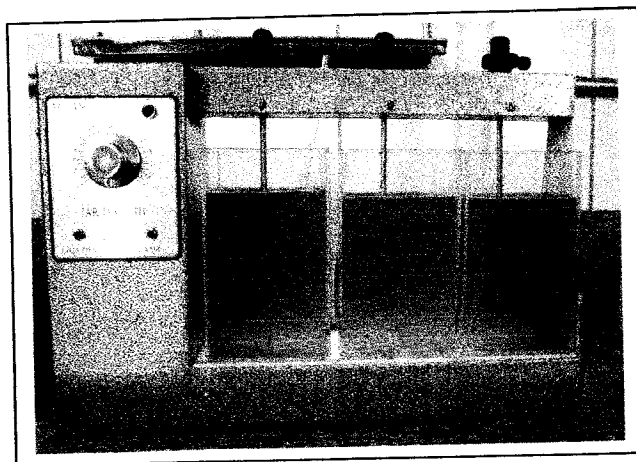


Figura 17: Utilização de sementes de moringa após aquecimento a 85°C: ensaio em Jarteste após 5 minutos. Jarro 1: efluente com 1ppm de floculante natural. Jarro 2: efluente com 0,5 ppm de floculante natural. Jarro3: efluente com 5ppm de floculante natural.

Para o ensaio utilizando o amido como floculante natural, não houve a formação de flocos, nem precipitação (figura 18). Tal fato pode ter ocorrido devido ao resfriamento da solução após o seu preparo, já que foi observado o aumento da viscosidade quando a solução atingiu a temperatura de 85°C.

Tabela 9: Ensaio em jarteste contendo floculante natural (amido)

Jarro	Concentração de floculante	Observações após 5 minutos
Jarro 1	1 ppm	Não houve sedimentação significativa
Jarro 2	2 ppm	Não houve sedimentação significativa
Jarro 3	5 ppm	Não houve sedimentação significativa

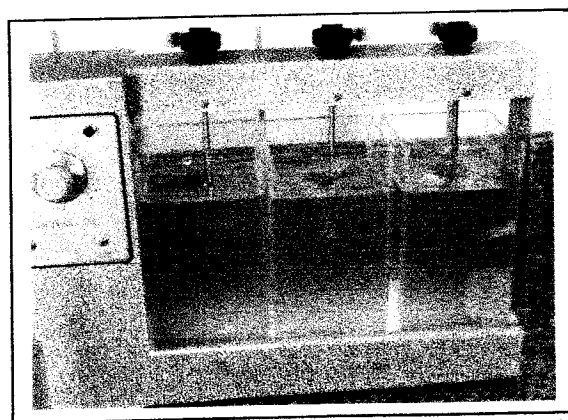


Figura 18: Utilização de amido como floculante natural. Jarro1: efluente com 1ppm de floculante natural. Jarro2: efluente com 2ppm de floculante natural. Jarro3: efluente com 5ppm de floculante natural

4.1.3 – Floculante natural x floculante sintético

Tabela 10: Ensaio em jarreste comparativo entre floculante natural (*Moringa oleifera*) e sintético

Jarro	Concentração de floculante	Tipo de floculante	Observações (10 minutos)
Jarro 1	100 ppm	Natural	Água esbranquiçada
Jarro 2	0 ppm	Nenhum	Sedimentação
Jarro 3	1 ppm	Sintético	Sedimentação mais intensa

Após 3 minutos (figura 19) observou-se a formação de flocos no jarro em que foi adicionado floculante sintético. Após 5 minutos observou-se que neste mesmo jarro houve uma sedimentação mais efetiva. Após 10 minutos observou-se sedimentação nos jarros contendo floculante sintético e no jarro sem floculante. No jarro em que foi adicionada a solução de *Moringa* a 100ppm, verificou-se a presença de um volume maior de flocos precipitados, os quais se tornaram esbranquiçados. No jarro sem floculante, onde também houve sedimentação, observou-se que a água se tornou mais translúcida, quando comparada ao jarro contendo floculante natural (figura 20).

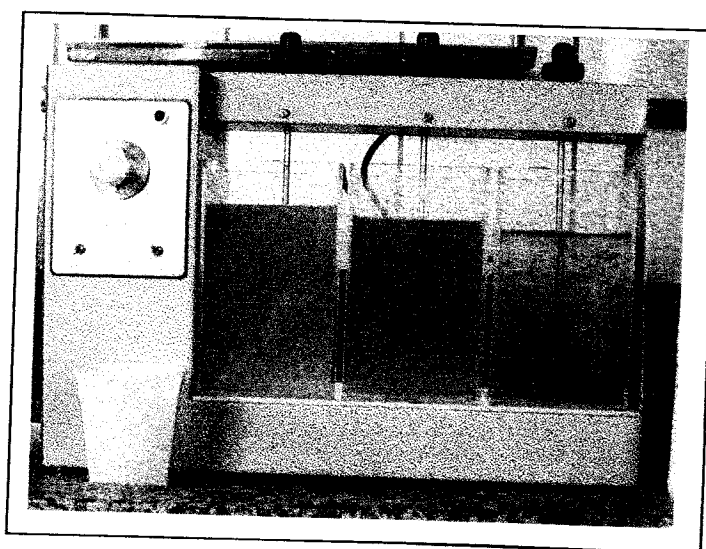


Figura 19: Ensaio em jarreste após 3 minutos. Jarro 1: efluente com 100ppm de floculante natural. Jarro 2: efluente sem floculante. Jarro 3: efluente com 1ppm de floculante sintético.

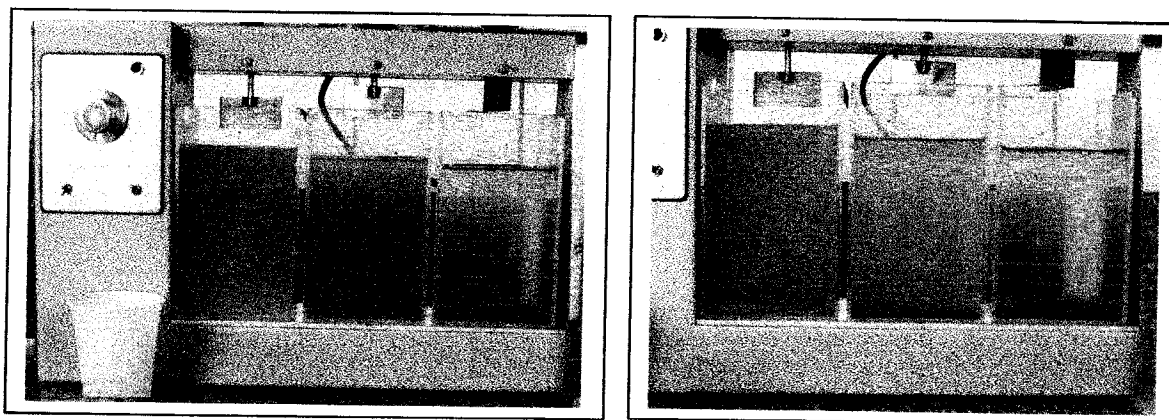


Figura 20: Ensaio em jarteste após 5 minutos e após 10 minutos respectivamente. Jarro 1: efluente com 100ppm de flocculante natural. Jarro 2: efluente sem flocculante. Jarro 3: efluente com 1ppm de flocculante sintético

Tabela 11: Ensaio em jarteste comparativo entre flocculante natural (moringa) e sintético após 20 minutos

Jarro	Concentração de flocculante	Tipo de flocculante	Observações após 20 minutos
Jarro 1	100 ppm	Natural	Flocos finos e esbranquiçados
Jarro 2	0 ppm	Nenhum	Flocos finos e marrons
Jarro 3	1 ppm	Sintético	Flocos maiores e marrons

Após 20 minutos da realização do jarteste, a sedimentação nos jarros sem flocculante e com flocculante natural apresentaram sedimentação mais evidente. Após 1 hora, a sedimentação no jarro contendo flocculante natural evoluiu e a água tornou-se mais clarificada, embora menos translúcida do que nos outros dois jarros. Nesta fase tornou-se evidente a estrutura macroscópica e a coloração dos flocos.

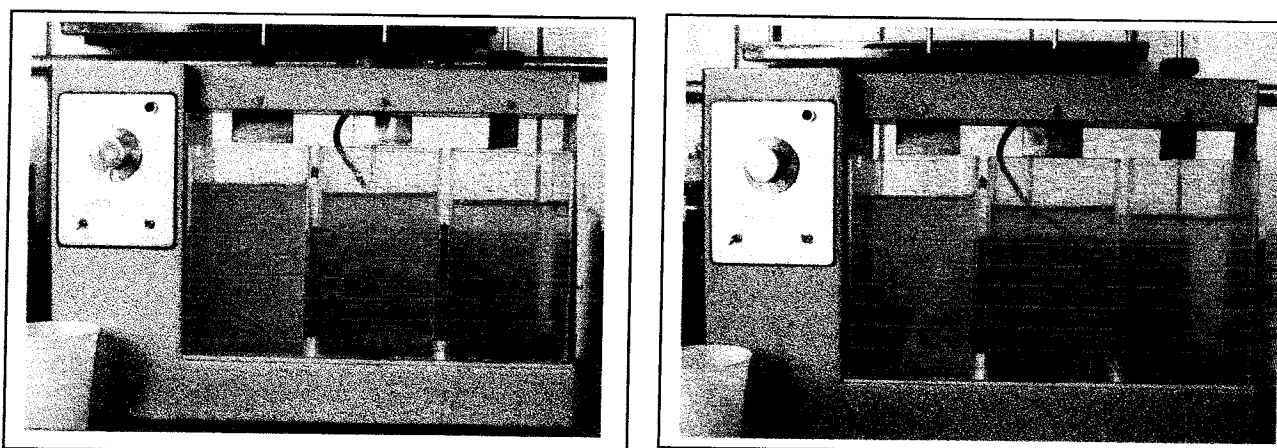


Figura 21: Ensaio em jarteste após 20 minutos e após 1 hora respectivamente.

Tabela 12: Ensaio em jarreste comparativo entre floculante natural (moringa) com maiores concentrações e floculante sintético

Jarro	Concentração de floculante	Tipo de floculante	Observações após 10 minutos
Jarro 1	1000 ppm	Natural	Aumento do volume de sólidos sedimentáveis; água esbranquiçada
Jarro 2	0 ppm	Nenhum	Sedimentação lenta
Jarro 3	1 ppm	Sintético	Maior floculação e sedimentação

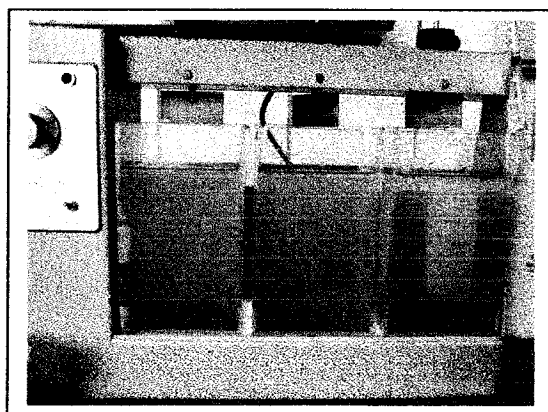


Figura 22: Ensaio em jarreste após 10 minutos. Jarro 1: efluente com 1000ppm de floculante natural. Jarro 2: efluente sem floculante. Jarro 3: efluente com 1ppm de floculante sintético.

O aumento da concentração de floculante natural não trouxe sedimentação efetiva. No jarro em que foi acrescentado maior concentração (1000ppm) de floculante natural (*Moringa oleifera*), o efluente tornou-se mais esbranquiçado. Observou-se neste mesmo jarro, a presença de flocos mais finos quando comparados aos flocos formados pela adição de floculantes sintéticos.

4.2 - Análise físico-química

Foram realizadas as medidas de pH, temperatura e sólidos sedimentáveis.

O efluente do sistema de tratamento por lodos ativados, foi mantido num pH neutro, em torno de 7,0. A temperatura foi medida com um termômetro, tendo-se 24,2°C. O pH do efluente, medido com um pHmetro variou entre 6,65 e 7,51.

O acréscimo de floculante, tanto natural como sintético, não alterou significativamente o pH do efluente.

A amostra de efluente contendo floculante natural de moringa obteve maior volume de sólidos sedimentáveis quando comparado à amostra de efluente com floculante sintético (figura 23).



Figura 23: Análise de Sólidos Sedimentáveis após uma hora. Cone 1: efluente com 100ppm de floculante natural. Cone 2: efluente com 1ppm de floculante sintético.

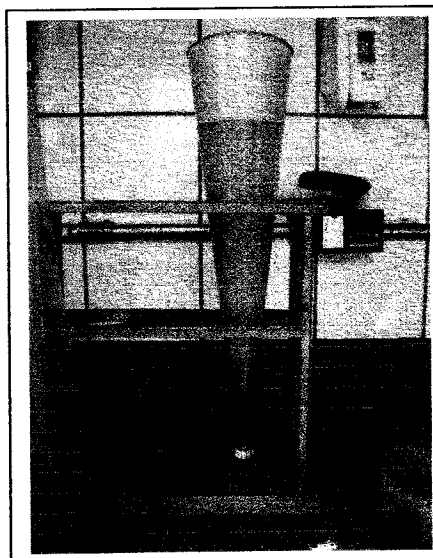


Figura 24: Índice de sólidos sedimentáveis da amostra de efluente sem floculante após uma hora.

Quadro 1: Valores de sólidos sedimentáveis das amostras de efluente.

Efluente com floculante natural (moringa)	Efluente sem floculante	Efluente com floculante sintético
60mL/L	20mL/L	30mL/L

No quadro 1 estão descritos os valores dos índices de sólidos sedimentáveis (SS). O efluente contendo floculante natural (*Moringa oleifera*) aumentou a carga de SS quando comparada ao floculante sintético. Isso pode ter ocorrido devido à estrutura do floco. Os flocos formados por floculante natural são flocos mais finos e, quando estes se sedimentam, produzem maior volume de sólidos sedimentáveis. Já os flocos formados pela adição de floculante sintético são maiores e por apresentarem menor SS e maior massa específica supõe-se que estes possuem melhor sedimentabilidade.

Quadro 2: Valores de sólidos sedimentáveis das amostras de efluente com baixa vazão.

Efluente com floculante natural (amido)	Efluente sem floculante
3mL/L	20mL/L

No quadro 2 estão descritos os valores dos índices de sólidos sedimentáveis comparando-se o efluente com floculante natural (amido) e o efluente sem floculante. O efluente contendo amido como floculante natural apresentou baixo SS quando comparado ao efluente sem floculante (figura 25), entretanto, isto ocorreu devido a baixa concentração de sólidos na ETE, pois este ensaio foi realizado num dia de baixa atividade e produção, gerando uma baixa vazão de efluentes.

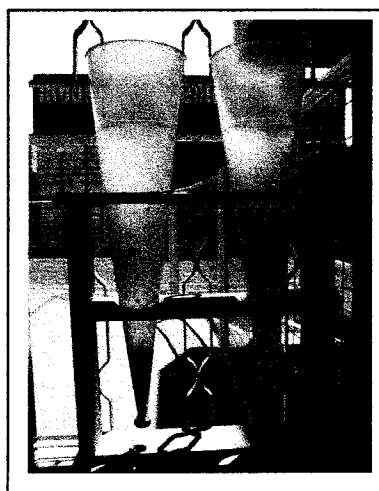


Figura 25: Comparação de sólidos sedimentáveis entre amostra de efluente sem floculante (esquerda) e amostra de efluente com floculante natural (amido).

De acordo com a figura 25 observou-se que, com a adição de amido, houve um menor volume de SS quando comparado com a amostra sem floculante.

4.3 - Análise microscópica

a) Flocos

Os flocos de lodos ativados adquiriram estruturas diferentes de acordo com a adição de flocculantes. Quando observados em microscópio óptico, os flocos de efluente sem adição de flocculantes apresentaram flocos pequenos. O mesmo se verificou para os flocos de efluentes com adição de flocculante natural. Já os flocos de efluentes com adição de flocculante sintético apresentaram tamanhos maiores devido à agregação das partículas menores, favorecendo o processo de sedimentação (figuras 26 a 28).

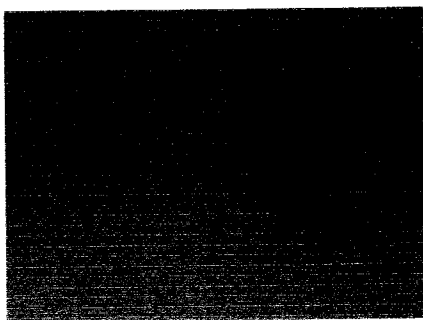


Figura 26: Flocos de efluentes sem flocculantes

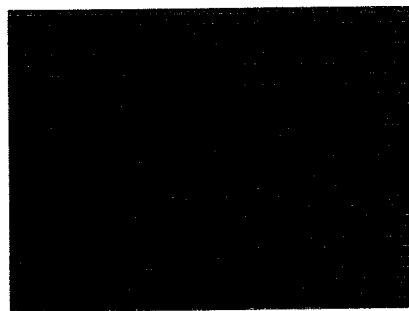


Figura 27: Flocos de efluentes com flocculante natural



Figura 28: Flocos de efluente com flocculante sintético

Observou-se também a estrutura do floco proposta por Von Sperling (1996a), em que as bactérias filamentosas fornecem o suporte do floco, onde a matéria orgânica e outras partículas se agregam. Foi possível a identificação de alguns elementos constituintes dos flocos como as bactérias filamentosas e o material orgânico e inorgânico aderido (Figura 28).

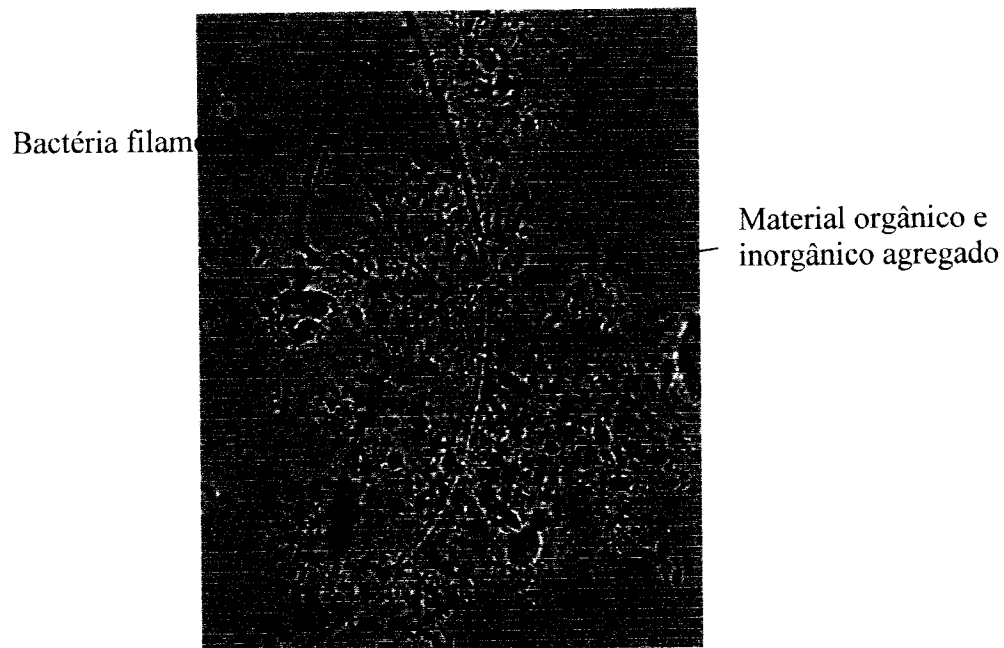
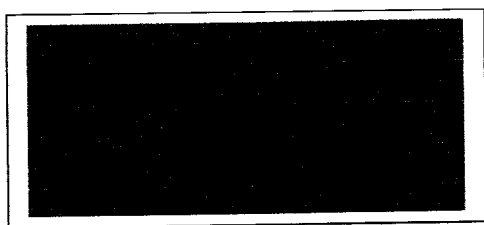
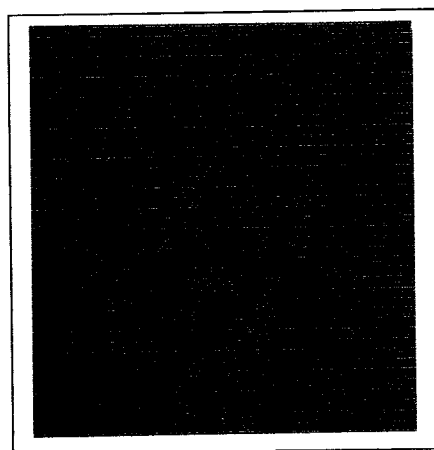
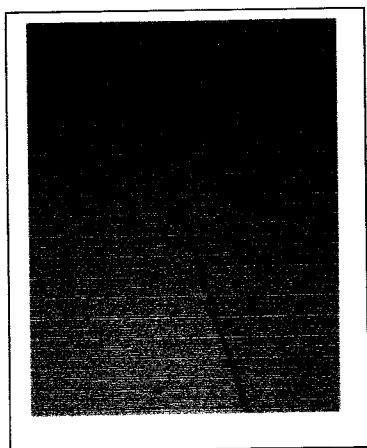
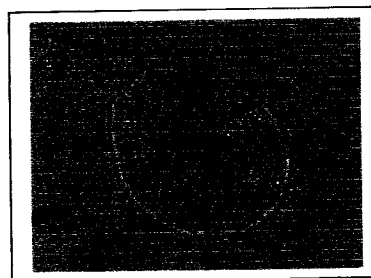
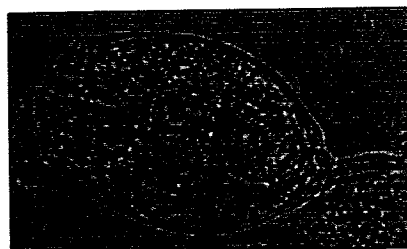
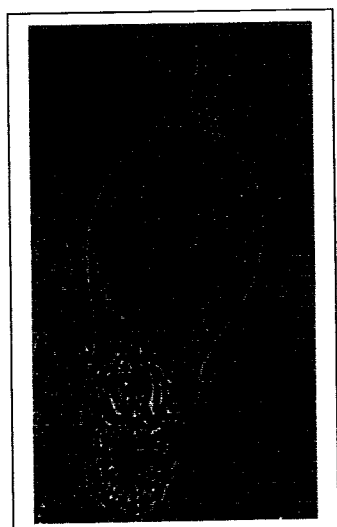
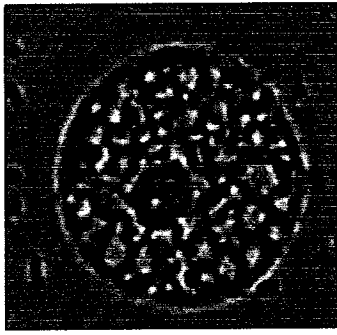


Figura 28: Estrutura do floco observada ao microscópio óptico (Aumento 100X)

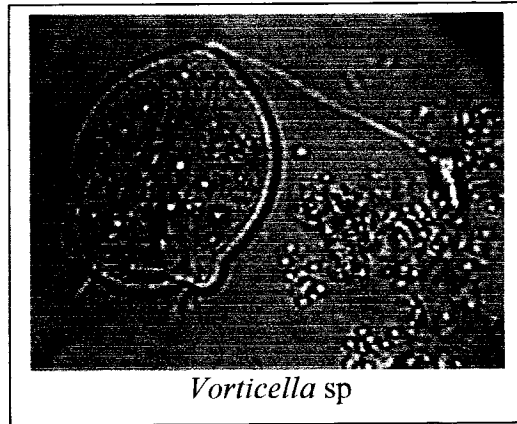
b) Microrganismos

Foram observados a presença de alguns microrganismos. Dentre eles podemos destacar as bactérias filamentosas e alguns tipos de protozoários.

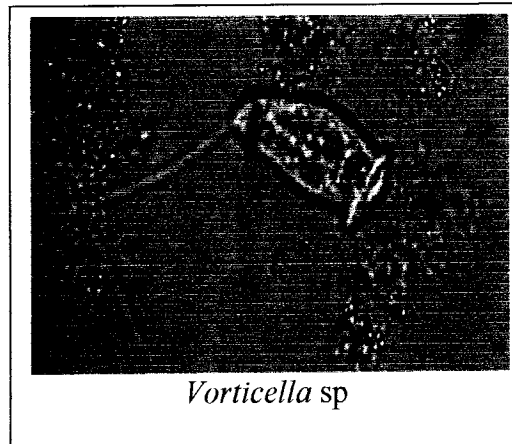
b.1) Bactérias filamentosas (aumento 100 X)**b.1) Rotifera (aumento 100X)**

b.2) Protozoários (aumento 100X)

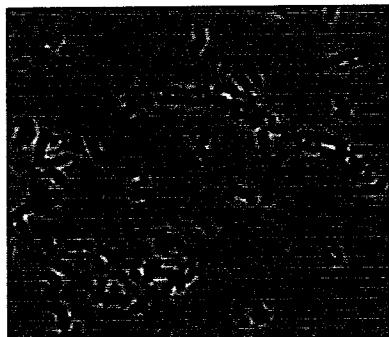
Volvox sp



Vorticella sp



Vorticella sp

b.3) Outras bactérias (Aumento 400X)

Coccus, bacilos e estreptococcus

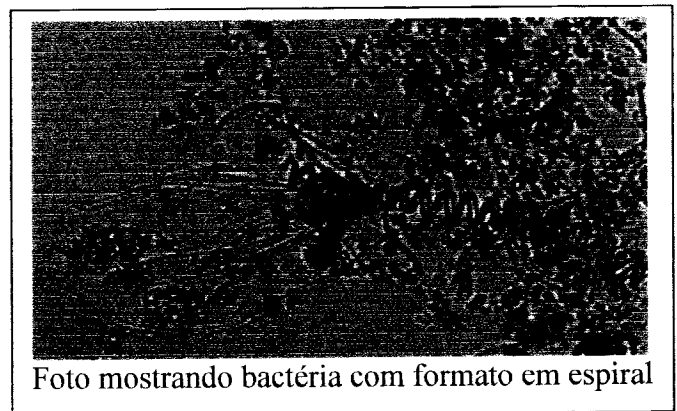


Foto mostrando bactéria com formato em espiral

5 - CONCLUSÕES

- Os flocculantes naturais, nas condições em que foram empregados e na forma que foram preparados, de acordo com a literatura, não se apresentaram apropriados para serem utilizados em estações de tratamento de esgoto por lodos ativados;
- É preciso pesquisar uma metodologia mais eficiente para otimizar a atividade flocculante das proteínas das sementes de *Moringa oleifera*;
- Sugere-se um estudo quanto à composição química e polimerização de flocculantes naturais;
- Flocculantes sintéticos se mostraram mais adequados por terem ação rápida;
- O processo de lodos ativados possui uma microfauna rica e as relações entre os microrganismos e entre o meio podem ser melhor estudadas para se ter um controle operacional mais efetivo.

6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS⁸

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS - NBR 9251 **Água: determinação do pH**. 1986

ABREU, Ângela Alexandra Valente. **Identificação de bactérias filamentosas em processos de lamas activadas através da técnica de hibridização *in-situ* de fluorescência (FISH)**. Dissertação para Mestrado em Tecnologia do Ambiente na Universidade do Minho. Departamento de Engenharia Biológica. Escola de Engenharia. 2004.

BROIN, M.; SANTAELLA, C.; CUINE, S.; KOKOU, K.; PELTIER, G., JOËT, T. **Flocculent activity of a recombinant protein from *Moringa oleifera* Lam. Seeds**. Applied Microbiology and Biotechnology. Springer Berlin/ Heidelberg. Vol 60, n.1-2. pp 114-119. 2002.

CARRIJO, Kellen Côrtes. **Estudo da utilização de flocculantes naturais biodegradáveis na clarificação de águas**. Monografia de graduação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia. Faculdade de Engenharia Química. Uberlândia – MG. 2002.

CARVALHO, R. M – **Clarificação de águas pluviais ricas em óxido de ferro acumuladas em cava de mineração através da utilização de um coagulante natural, a *Moringa oleifera***. Tese de mestrado em Engenharia Ambiental. Pós-graduação em Recursos Hídricos. Universidade Federal de Ouro Preto. 2005. Disponível em: <www.proagua.ufop.br/221.htm> Acessado em: 15 Ago 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986**. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no Diário Oficial da União de 30/07/86. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>>. Acessado em 17 mar. 2006.

COMISSÃO DE POLÍTICA AMBIENTAL. **Deliberação Normativa COPAM nº 10, de 16 de dezembro de 1986**. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Publicado no Diário do Executivo Minas Gerais, 10/01/1987. Disponível em: <http://www.paas.uff.br/legisla/copam10_86.pdf>. Acessado em 15 mar. 2006.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. 2005. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/curiosidades.asp>>. Acessado em 10 mar. 2006

⁸ As referências bibliográficas seguem as normas da ABNT: NBR 6023/2002, descritas em: SILVA, A. M.; PINHEIRO, M. S. F.; FREITAS, N. E. **Guia para normalização de trabalhos técnico-científicos: projetos de pesquisa, monografias, dissertações e teses**. 3. ed. Uberlândia: UFU, 2003.

CRISTO, Diogo Pereira de. **Sedimentabilidade do lodo biológico no processo dos lodos ativados**. Trabalho de conclusão de curso de Engenharia Ambiental do Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Paraná. Curitiba, 2004.

CUTOLO, S. A; ROCHA, A. A. **Correlação entre a microfauna e as condições operacionais de um processo de lodos ativados**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000. Disponível em: <http://scholar.google.com/url?sa=U&q=http://www.ciplima.org.pe/sanitaria/xxvii_con/tema01/poster/i-089.pdf> Acessado em 26 Jul 2006.

DI BERNARDO, Luiz; DI BERNARDO, Angela; CENTURIONE FILHO, Paulo Luiz. **Estudos de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. RiMa: São Carlos, 2002.

DICHOTOMOUS. **Chave de identificação para bactérias filamentosas**. Disponível em: <<http://home1.gte.net/vsjslsk1/gramstainflowchart.htm>>. Acessado em 12 jul 2006.

FOLKARD, G.; SUTHERLAND, J. **Moringa oleifera: uma árvore de uso múltiplo**. Revista Recursos. Passo a Passo n.20. Tear Fund. Inglaterra. 1994. Disponível em: <<http://www.tilz.tearfund.org/Portugues/Passo+a+Passo+18-20/Passo+a+Passo+20/>> Acessado em 12 mai 2006.

FONSECA, S. P. P. **Tratamento de esgoto por disposição no solo**. Apostila de curso oferecido na FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente. Belo Horizonte – MG. 2005. Disponível em: <<http://www.ufv.br/dec/simea/apresentacoes/CURSO%20SOBRE%20tratamento%20de%20esgoto.pdf#search=%22correla%C3%A7%C3%A3o%20microfauna%20condi%C3%A7%C3%B5es%20operacionais%20ABES%20congresso%20interamericano%22>> Acessado em 12 Ago 2006.

FUGLIE, L.J.; MANÉ, M. **L'arbre de la vie. Moringa oleifera: traitement et prevention de la malnutrition**. New York: Church World Service, 1999. 71p.

MARINELLI, P. S.; FROLLINI, E.; DI BERNARDO, A. S.; DI BERNARDO, L. **Emprego de amidos de milho catiônico comum e híbrido como auxiliares de coagulação / floculação** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre – RS, 2000. Anais Eletrônicos. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000.

MELCHIOR, Samuel Chaves et al. **Tratamento de efluentes por processo de lodos ativados**. Faculdades Integradas Claretianas. Rio Claro – SP. III Fórum de Estudos Contábeis, 2003

- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE DO BRASIL. **Avaliação das águas do Brasil**. Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília, 2002. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/srh/index.cfm>>. Acessado em 15 mar. 2006.
- NDABIGENGESERE A.; NARASIAH K.S. **Use of *Moringa oleifera* seeds as a primary coagulant in wastewater treatment**. Environmental Technology. Vol 19. n.8. Selper Ltd. pp.789-800. 1998
- NICOLAU, A.; MARTINS, M. J.; MOTA, M.; LIMA, N. – **Importância da identificação das espécies responsáveis pelo crescimento filamentosos nas ETARS**. ENCONTRO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO; SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10, Braga, 2002 – “Uso Sustentável da Água: actas” [CD-ROM]. [S.l.: s.n., 2002]. Disponível em: <https://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/3611/1/T2-2.2_173%5B1%5D.pdf>.
- OLIVEIRA, L. S. **Clarificação de águas utilizando sementes de *Moringa oleifera* como coagulante natural**. Monografia de graduação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia. Instituto de Biologia. Curso de Ciências Biológicas. Uberlândia – MG. 2003.
- PIVELI, R. P. Curso: “Qualidade das águas e poluição”. **Características físicas das águas: cor, turbidez, sólidos, temperatura, sabor e odor**. Aspectos físico-químicos. Escola Politécnica da USP Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Disponível em: <http://143.107.96.240/phd/LeArq.aspx?id_arq=256> Acessado em 12 Ago 2006.
- POLASTRO, G. C. **Germinação e armazenamento de sementes recém-colhidas de *Moringa oleifera* Lam**. Monografia apresentada ao Curso de Agronomia, da Universidade Federal de Uberlândia-MG. Instituto de Ciências Agrárias. Curso de Agronomia. 2003.
- ROCHA, A. M. P – **Identificação nebulosa da concentração de oxigênio dissolvido do tanque de aeração de uma estação de tratamento de esgotos por lodos ativados**. Dissertação de mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Engenharia de sistemas. São Paulo. 2003.
- RODRIGUES, C. A. – **Aproveitamento da casca do camarão: quitina e polímeros derivados**. I Workshop Brasileiro em aproveitamento de sub-produtos do pescado. Universidade do Vale do Itajaí – SC. 2003. Disponível em: <http://siaiacad04.univali.br/download/pdf/spp_iwarp/rodrigues_clovis.pdf#search=%22aproveitamento%20da%20casca%20do%20camar%C3%A3o%20quitina%20e%20pol%C3%ADmeros%20derivados%22> Acessado em: 20 Jul 2006.
- SILVA, A. R. **Estudos sobre o gênero *Moringa***. 1996. 87f. Dissertação (Mestrado em Genética e Bioquímica) – Centro de Ciências Biomédicas, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia. 1996.

SILVA, A.R.; KERR, W.E. **Moringa: uma nova hortaliça para o Brasil**. Uberlândia: Editora da Universidade Federal de Uberlândia, 1999. 95p.

SILVA, Salomão Anselmo Silva; MARA, David Duncan. **Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1979. 140p.

SILVA, T. S. S. **Estudo de tratabilidade físico-química com taninos vegetais em água de abastecimento e esgoto**. Tese de mestrado. Fundação Oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública. 1999. 88p.

SOUSA, Cláudio Arcaño de; SILVA, Cláudio Mudado; MOURA, Maria Angélica. **Controle de intumescimento filamentosos em uma planta de lodos ativados de fábrica de papel reciclado através de seletores biológicos**. Disponível em: <<http://www.celuloseonline.com.br/imagembank/Docs/DocBank/dc/dc322.pdf>>. Acessado em 15 set. 2005.

TEBBUTT, T. H. Y. **Principles of water quality control**. University of Birmingham-UK: Pergamon Press. 235p. 1983.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1) 2. ed. - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 1996a. 243 p.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.2) 2. ed. - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 1996b. 211 p.

VON SPERLING, Marcos. **Lodos ativados**. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.4) 2. ed. - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2002. 428 p.

Disponível em: <<http://www.norweco.com/html/lab/Identify.htm>>, acessado em 18 ago. 2006.