

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
ESCOLA DE ENGENHARIA**

**MESTRADO PROFISSIONALIZANTE EM ENGENHARIA  
ÊNFASE: ENGENHARIA AMBIENTAL E TECNOLOGIAS LIMPAS**

**ALTERNATIVAS PARA A APLICAÇÃO DE COAGULANTE VEGETAL À BASE  
DE TANINO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UMA LAVANDERIA  
INDUSTRIAL**

**JOÃO GUILHERME HEINZ CRUZ**

**PORTO ALEGRE, RS**

**2004**

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
ESCOLA DE ENGENHARIA**

**MESTRADO PROFISSIONALIZANTE EM ENGENHARIA  
ÊNFASE: ENGENHARIA AMBIENTAL E TECNOLOGIAS LIMPAS**

**ALTERNATIVAS PARA A APLICAÇÃO DE COAGULANTE VEGETAL À BASE  
DE TANINO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UMA LAVANDERIA  
INDUSTRIAL**

**JOÃO GUILHERME HEINZ CRUZ**

Orientador: Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider

Co-Orientador: Prof. Dr. Jorge Rubio

Banca Examinadora:

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Tânia Hubert Ribeiro

Prof. Dr. Jaílton Joaquim da Rosa

Prof. Dr. Ênio Leandro Machado

Trabalho de Conclusão do Curso de Mestrado Profissionalizante em  
Engenharia como requisito parcial à obtenção do título de mestre em  
Engenharia – Modalidade Profissionalizante  
Ênfase em Engenharia Ambiental e Tecnologias Limpas

Porto Alegre, RS

2004

Este trabalho de Conclusão foi analisado e julgado adequado para a obtenção do título de mestre em ENGENHARIA e aprovado em sua forma final pelos orientadores e pelo coordenador do Mestrado Profissionalizante em Engenharia, Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

---

**Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider**  
Orientador  
Escola de Engenharia  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

---

**Prof. Dr. Jorge Rubio**  
Co-Orientador  
Escola de Engenharia  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

---

**Prof. Dr. Carlos Artur Ferreira**  
Coordenador  
Mestrado Profissionalizante em Engenharia  
Escola de Engenharia  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

---

**Profª. Drª. Elena Beatriz Betella Cybis**  
Coordenadora  
Mestrado Profissionalizante em Engenharia  
Escola de Engenharia  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

**BANCA EXAMINADORA:**

Profª. Drª. Tânia Huberto Ribeiro (IQ – UFRGS)

Dr. Jaílton Joaquim da Rosa (AQUAFLOT)

Prof. Dr. Ênio Leandro Machado (UNISC)

## AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Ivo André Homrich Schneider pela orientação, estímulo e esforço pessoal dedicado.

Ao professor Dr. Jorge Rubio pelo estímulo, apoio e disponibilização da estrutura do Laboratório de Tecnologia Mineral – LTM - para realização de ensaios e determinações analíticas.

A minha família, especialmente minha esposa Luciana e minha filha Júlia, pela compreensão e incentivo durante a elaboração do trabalho e por me fazerem crer que a perseverança e empenho em tudo que fazemos são qualidades essenciais para o crescimento pessoal e profissional.

Aos colegas pela amizade e principalmente ao mestrando Jean Carlo dos Santos Menezes e à bolsista de iniciação científica Mirne Barth Hahn pelo companheirismo e dedicação.

À UFRGS, por proporcionar o Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental, em especial a Sra. Alda Terres pelo empenho pessoal e incessante apoio e dedicação para com todos os alunos do mestrado profissionalizante.

À Lavanderia Expressa – Arno Bühler e Cia Ltda., pelo apoio, disponibilização das instalações e incentivo para a realização do trabalho.

À empresa TANAC S/A, pela oportunidade dada para a realização desse estudo e aos colegas de trabalho pela colaboração.

Ao CNPq, que através do Programa CT-Hidro, financiou a presente pesquisa (processo 55.0135/2002-2).

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	VI
LISTA DE TABELAS.....	VIII
LISTA DE ABREVIATURAS.....	X
RESUMO.....	XI
ABSTRACT .....	XIII
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. OBJETIVOS .....	2
3. REVISÃO DA LITERATURA .....	4
3.1. Efluentes de Lavanderias Industriais e suas Impurezas .....	4
3.2. Processos de Tratamento de Efluentes Aplicados a Lavanderias.....	6
3.3. Sistemas Coloidais .....	10
3.4. Interações entre as Partículas Coloidais .....	11
3.5. Mecanismos de Coagulação / Floculação .....	14
3.6. Coagulantes a Base de Taninos.....	17
3.7. Usos do Tanino Catiônico.....	22
4. EXPERIMENTAL.....	30
4.1. Efluente .....	30
4.2. Reagentes.....	30
4.3. Análises.....	31
4.4. Ensaio de Coagulação/ Floculação em Laboratório.....	33
4.5. Ensaio de Coagulação/ Floculação em Planta Industrial .....	33
4.6. Caracterização Lodo Gerado .....	35
5. RESULTADOS e DISCUSSÃO .....	36
5.1. Características do Efluente Bruto.....	36
5.2. Definição das Dosagens de Reagentes.....	37
5.3. Tratamento do Efluente em Escala de Laboratório .....	41
5.4. Tratamento do Efluente em Escala Industrial.....	45
5.5. Características do Lodo Gerado.....	48
5.6. Comparativo de Custos no Tratamento.....	53
6. CONCLUSÕES .....	55
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....	56
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	58

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Partículas coloidais suspensas em meio aquoso (RAVINA, 1993). (a) Partículas eletricamente carregadas em repulsão. (b) Partículas “sem carga”, livres para colidir e se agregar. ....	11
Figura 2 - Modelo da Dupla Camada Elétrica (RAVINA, 1993). ....	13
Figura 3 - Barreira de energia para a interação entre partículas coloidais (RAVINA, 1993). ....	14
Figura 4 – Mecanismo de pontes na floculação com polímeros (RAVINA, 1993). ....	17
Figura 5 - Esquema básico da molécula do tanino (BELAVSKY, 1965). ....	18
Figura 6 - Exemplos de taninos condensados e hidrolisáveis (BELAVSKY, 1965). ....	19
Figura 7 - Mecanismo de formação do tanino catiônico – Reação de Mannich (TANAC, 2003). ....	21
Figura 8 – Esquema Geral da Estação de Tratamento de Efluentes da Lavanderia Expressa. ....	35
Figura 9 - Efeito da dosagem de tanino catiônico e sulfato de alumínio na turbidez residual em uma amostra do efluente da lavagem industrial de roupas em pH 7,0 +/- 0,1. ....	37
Figura 10 - Efeito do pH do meio na coagulação com 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e com 600 mg L <sup>-1</sup> sulfato de alumínio. ....	38
Figura 11 - Efeito do pH do meio no potencial zeta das partículas suspensas do efluente bruto e após a adição de 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico. ....	39
Figura 12 – Efeito da adição de carvão ativado em pó (CAP) na tensão superficial da água em um efluente previamente tratado com 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero floculante aniônico. ....	40
Figura 13 - (a) Efluente bruto. (b) Efluente após coagulação/floculação com 800 mg L <sup>-1</sup> sulfato de alumínio e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero floculante catiônico. (c) Efluente após coagulação/floculação com 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero floculante aniônico. (d) Efluente após ensaio de adsorção/coagulação/floculação com 2 g L <sup>-1</sup> de CAP, 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero floculante aniônico. ....	44
Figura 14 - Curva Tensão Superficial x Surfactantes de dois tensoativos comerciais utilizados na lavanderia industrial. ....	47

- Figura 15 - Lodo gerado nos ensaios de coagulação/floculação com  $800 \text{ mg L}^{-1}$  de sulfato de alumínio e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de polímero catiônico, coagulação/floculação com  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de polímero aniônico e de adsorção/coagulação/floculação com  $2 \text{ g L}^{-1}$  de CAP,  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de polímero aniônico. .... 49
- Figura 16 - Análise termogravimétrica (ATG) e termodiferencial (ATD) do lodo gerado após o tratamento por coagulação/floculação com  $800 \text{ mg L}^{-1}$  de sulfato de alumínio e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de polímero floculante catiônico. .... 51
- Figura 17 - Análise termogravimétrica (ATG) e termodiferencial (ATD) do lodo gerado após o tratamento por coagulação/floculação com  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de polímero floculante aniônico. .... 51
- Figura 18 - Análise termogravimétrica (ATG) e termodiferencial (ATD) do lodo gerado após o tratamento por adsorção/coagulação/floculação com  $2 \text{ g L}^{-1}$  de CAP,  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de polímero floculante aniônico. .... 52

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição dos efluentes de lavanderias (UNISUL, 1998). .....	5
Tabela 2 - Indicadores de desempenho atuais - padrões de emissão de efluentes exigidos pela FEPAM (Licença de Operação número O 1418/99-DL). .....	5
Tabela 3 - Tempo de sedimentação de partículas em função do diâmetro (KREMMER, 1988). .....	10
Tabela 4 - Uso do tanino catiônico como auxiliar de coagulação em uma estação de tratamento de água (TANAC, 2003). .....	23
Tabela 5 - Uso do tanino catiônico como coagulante primário em uma estação de tratamento de água (TANAC, 2003). .....	24
Tabela 6 - Uso do tanino catiônico como coagulante em uma estação de tratamento de efluentes de uma indústria petroquímica (TANAC, 2003). .....	26
Tabela 7 - Uso do tanino catiônico como coagulante em uma estação de tratamento de efluentes de refinaria de petróleo (TANAC, 2003). .....	27
Tabela 8 - Uso do tanino catiônico como coagulante em uma estação de tratamento de efluentes de abatedouro de aves (TANAC, 2003). .....	28
Tabela 9 - Uso do tanino catiônico como coagulante em uma estação de tratamento de esgoto doméstico (TANAC, 2003). .....	29
Tabela 10 - Especificação dos reagentes empregados na pesquisa. ....	30
Tabela 11 - Características de duas amostras do efluente bruto da lavanderia industrial. ....	36
Tabela 12 - Resultados da floculação com diferentes polímeros após a adição do coagulante tanino catiônico e do coagulante sulfato de alumínio. ....	39
Tabela 13 - Resultados dos ensaios em laboratório por coagulação/floculação com 800 mg L <sup>-1</sup> de sulfato de alumínio e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero catiônico, coagulação/floculação com 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero aniônico e adsorção/ coagulação/ floculação com 2 g L <sup>-1</sup> de CAP, 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero aniônico. ....	42
Tabela 14 - Análises físico-químicas do efluente tratado por coagulação/floculação com 800 mg L <sup>-1</sup> de sulfato de alumínio e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero floculante catiônico. ....	45
Tabela 15 - Análises físico-químicas do efluente tratado por coagulação/floculação com 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero floculante aniônico. ....	46

Tabela 16 - Análises físico-químicas do efluente tratado por adsorção/coagulação/floculação com 2 g L <sup>-1</sup> de CAP, 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero floculante aniônico. ....	46
Tabela 17 - Resultados do ensaio de lixiviação do lodo gerado após a coagulação/floculação 800 mg L <sup>-1</sup> de sulfato de alumínio e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero catiônico; coagulação/ floculação com 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero aniônico; e adsorção/coagulação/floculação com 2 g L <sup>-1</sup> de CAP, 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero aniônico na estação de tratamento de efluentes da Lavanderia Expressa. ....	49
Tabela 18 - Resultados do ensaio de solubilização do lodo gerado após a coagulação/floculação 800 mg L <sup>-1</sup> de sulfato de alumínio e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero catiônico; coagulação/floculação com 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero aniônico; e adsorção/coagulação/floculação com 2 g L <sup>-1</sup> de CAP, 166 mg L <sup>-1</sup> (base seca) de tanino catiônico e 2 mg L <sup>-1</sup> de polímero aniônico na estação de tratamento de efluentes da Lavanderia Expressa. ....	50
Tabela 19 – Produtos químicos, dosagens e custos unitários dos reagentes empregados no tratamento do efluente da lavanderia industrial. ....	53
Tabela 20 - Custos envolvidos no tratamento do efluente da lavanderia industrial nas diferentes alternativas de tratamento investigadas. ....	54

**LISTA DE ABREVIATURAS**

ATD	Análise termodiferencial
ATG	Análise termogravimétrica
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DCE	Dupla camada elétrica
DQO	Demanda química de oxigênio
CAP	Carvão ativado e pó
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de efluentes

## RESUMO

A lavagem de roupas é um importante serviço para a sociedade moderna. Os efluentes de lavanderias industriais, de maneira geral, contêm sujeiras removidas das roupas e substâncias adicionadas na lavagem que normalmente são tratados por processo físico-químico de coagulação/floculação/sedimentação. Os sais de alumínio e os produtos convencionalmente empregados para a correção do pH são agentes inorgânicos não biodegradáveis que acrescentam elementos químicos à água ou ao lodo. Como principal dificuldade do processo destaca-se o lodo inorgânico gerado, de difícil manuseio por parte das empresas em função do volume gerado e do elevado teor de umidade.

O objetivo geral da presente da pesquisa foi avaliar a aplicabilidade e a eficiência do uso de um coagulante vegetal, basicamente tanino modificado pela reação de Mannich, no tratamento do efluente de uma lavanderia industrial.

Realizaram-se estudos de coagulação/floculação com reagentes tradicionais (sulfato de alumínio e poliacrilamida catiônica), coagulação/floculação com um coagulante alternativo (tanino catiônico e poliacrilamida aniônica) e adsorção/coagulação/floculação (carvão ativado em pó, tanino catiônico e poliacrilamida aniônica). A dosagem de reagentes foi otimizada através de “Teste de Jarros” e a eficiência de cada uma das alternativas foi avaliada em termos de remoção de sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, turbidez, DQO e surfactantes. Analisou-se a contribuição de cada um destes processos em termos de ânions cloretos e sulfatos residual bem como a toxicidade aguda para populações do microcrustáceo *Daphnia similis* e do peixe *Pimephales promelas*. A massa e o volume de lodo gerado em cada processo foi quantificado e o lodo caracterizado em termos de sua periculosidade conforme a NBR 10.004 e comportamento termogravimétrico.

Os resultados demonstram que, em termos da legislação vigente, o efluente bruto não atende aos padrões de carga orgânica (DQO) e surfactantes. Os ensaios ecotoxicológicos indicam que o efluente pode ser considerado extremamente tóxico para o microcrustáceo *Daphnia similis*, como para o peixe *Pimephales promelas*.

O tratamento do efluente realizado por coagulação/floculação usando o tanino catiônico como agente coagulante remove os sólidos suspensos e uma fração considerável da carga orgânica e de surfactantes. Em termos da legislação vigente, o efluente somente não atende ao padrão referente ao lançamento de surfactantes. Os ensaios ecotoxicológicos

indicam que efluente passa a ser considerado pouco tóxico para a *Daphnia similis* e ainda tóxico para o peixe *Pimephales promelas*.

O tratamento do efluente por heteroagregação entre carvão ativado, tanino catiônico e polímero floculante permite remover os sólidos suspensos, e níveis mais significativos de carga orgânica e de surfactantes, atendendo a todos padrões de lançamento exigidos para este tipo de efluente. Os ensaios ecotoxicológicos indicam que efluente passa a ser considerado não tóxico para a *Daphnia similis* e para a *Pimephales promelas*.

O lodo gerado com o uso do tanino catiônico como agente coagulante é classificado como um resíduo Não Inerte - Classe II conforme a NBR 10.004, unicamente devido ao fato de exceder a concentração de surfactantes no ensaio de solubilização conforme a NBR 10.006. O lodo apresenta ainda um alto teor de matéria orgânica, o que facilita a sua eliminação por tratamento térmico ou biológico.

Comparado ao agente coagulante tradicionalmente empregado para tal fim, o sulfato de alumínio, o tanino catiônico apresentou resultados em relação a qualidade do efluente tratado muito parecidos. Entretanto, pode-se citar algumas evidentes vantagens: menor custo, uso de uma matéria prima renovável, menor contribuição de ânions sulfatos ao efluente final, menor geração de massa de lodo, e obtenção de um lodo orgânico com maior facilidade de eliminação. Esses fatores todos permitem concluir que a substituição do sulfato de alumínio pelo tanino catiônico contribui para um processo de tratamento de efluentes mais limpo.

## ABSTRACT

Laundry is an important service to the modern society. Laundry wastewater contains pollutants removed from the washed clothes as well the reagents used in the process. The effluents are normally treated by the physico-chemical process of coagulation/flocculation/sedimentation. Aluminum salts and the pH controlling reagents, regularly used are non biodegradable compounds and one of the main problems faced by the sector is the management of the huge volumes of inorganic sludge containing high amounts of metal hydroxides and water.

The aim of this work was to evaluate the applicability and the efficiency of the use of a natural compound, basically tannin modified by the Mannich reaction, as a coagulant in the treatment of laundry wastewater.

It was carried out studies of coagulation/flocculation with conventional reagents (aluminum sulfate and polymer), coagulation/flocculation with the alternative coagulant (cationic tannin and polymer) and adsorption/coagulation/flocculation (powder activated carbon, cationic tannin and polymer). The best reagent concentration of each one of the alternatives was optimized by Jar Test experiments and the efficiency was evaluated in terms of settleable solids, suspended solids, turbidity, COD, and surfactants. It was also analyzed the residual concentration of chlorite and sulphate anions as well the acute toxicity for populations of the microcrustaceous *Daphnia similis* and the fish *Pimephales promelas*. The mass and volume of sludge generated in the processes were quantified and the sludge was characterized in terms of its periculosity accordingly to the brazilian test procedure describe in the NBR 10004 and thermogravimetrically analysis.

The results showed that, in terms of the brazilian legislation, the raw effluent does not attend the discharge standards of organic load (COD) and surfactants. The ecotoxicological tests indicated that the wastewater can be considered extremely toxic for the microcrustaceous *Daphnia similis* and for the fish *Pimephales promelas*.

The effluent treated by coagulation/flocculation with cationic tannin and anionic polyacrilamide remove the suspended solids and a considerable fraction of the organic load and surfactants. In terms of the Brazilian emission standards, the effluent meets almost all the parameters, except the surfactants. The ecotoxicological tests indicated that the effluent can be considered low toxic for *Daphnia similis* but toxic for the fish *Pimephales promelas*.

The effluent treated by heteroaggregation with activated carbon, cationic tannin and the polymer allow removing the suspended solids and more significative levels of organic matter and surfactants, reaching all standards for discharge of this kind of effluent. The ecotoxicological tests demonstrate that the effluent is not toxic for *Daphnia similis* and for *Pimephales promelas*.

The sludge generated with the use of cationic tannin as the coagulant is classified, in terms of NBR 10.004 as a solid waste Class II (Non-Inert) by the fact that it exceeds the concentration of surfactants. The sludge presents a high concentration of organic matter which make promising its elimination by thermal or biological processes.

Comparing with the coagulant aluminum sulfate, the cationic tannin presented very similar results in terms of the quality of the treated wastewater. However, some advantages were found: lower cost, the use of a renewable matter, lower contribution of sulfate anions to the system, and the production of an organic sludge. All these factors allow us to conclude that the cationic tannin contributes for a environmental friendly wastewater treatment process.

## 1. INTRODUÇÃO

Observa-se cada vez mais a necessidade de se obter água em quantidade e qualidade. Porém, hoje em dia, na natureza existe cada vez menos água suficiente e em boas condições para atender a todas as necessidades da sociedade moderna. Logo, esforços devem ser efetuados para a diminuição do consumo, reciclagem e o tratamento de águas contaminadas.

A lavagem de roupas é um importante setor de serviços. O crescimento das indústrias de vestuário, tanto no Brasil como no Rio Grande do Sul, tem ocasionado o surgimento de várias lavanderias industriais associadas às confecções. A principal função dessas lavanderias é realizar o tratamento dos tecidos, deixando-os prontos para o uso através de operações como desengomagem, amaciamento, estonagem, tingimento, entre outros. Ainda existem aquelas lavanderias que prestam serviços a empresas, fábricas, hospitais e domicílios, terceirizando a lavagem de uniforme e roupas.

Os despejos das lavanderias, de maneira geral, contêm componentes removidos das roupas e substâncias adicionadas na lavagem. Sabões, detergentes, desinfetantes e outros aditivos presentes na água produzem uma suspensão estável de impurezas e fibras de tecidos que, se deixados em repouso, iniciam um processo considerável de decomposição por bactérias (UNISUL, 1998).

Os despejos de lavanderias industriais são normalmente tratados por meio de processo físico-químico composto por coagulação/floculação/sedimentação. O uso de estações compactas é importante devido à localização da maioria das lavanderias em centros urbanos, onde há pouca disponibilidade de área (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

As lavanderias que tratam seus despejos usam os seguintes produtos químicos: sais de alumínio como coagulantes (geralmente sulfato de alumínio); ajuste de pH com ácido clorídrico, cal ou soda; polímeros floculantes de poliacrilamida; e carvão ativado. Os sais de alumínio e os produtos convencionalmente empregados na correção do pH são agentes inorgânicos não biodegradáveis que acrescentam elementos químicos à água ou ao lodo. Como principal dificuldade do processo destaca-se o lodo inorgânico, de difícil manuseio por parte das empresas em função do volume gerado e do elevado teor de umidade.

Assim, nesse trabalho será estudado o uso de um coagulante vegetal à base de tanino, aplicado de forma alternativa ao sulfato de alumínio tradicionalmente utilizado no tratamento físico-químico de efluentes de lavanderias industriais. Este coagulante vegetal é efetivo em uma ampla faixa de pH, elimina o uso de alcalinizantes (como soda ou cal), não acrescenta metais ao processo e proporciona uma redução no volume de lodo a ser descartado. Ainda, devido a sua composição orgânica, pode ser biologicamente degradado ou eliminado termicamente.

Além disso, o coagulante vegetal a base de taninos pode ajudar a eliminar o odor desagradável em estações de tratamento de efluentes, originado pela ação dos microrganismos, associados a grande quantidade de sulfato adicionada na etapa de coagulação. Este sulfato é reduzido a sulfeto, provocando o mau cheiro.

Ainda, deve-se enfatizar que o presente trabalho está enquadrado dentro da filosofia de “produção mais limpa” (CNTL, 2003), onde mudanças no processo, o uso racional de energia e matéria-prima bem como a substituição de insumos danosos ao meio ambiente são enfoques principais.

## **2. OBJETIVOS**

O objetivo geral da presente da pesquisa é avaliar a aplicabilidade e a eficiência do uso de um coagulante vegetal a base de taninos em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento do efluente de uma lavanderia industrial.

Os objetivos específicos são:

- Caracterizar o efluente gerado por uma lavanderia industrial;
- Estudar as melhores condições físico-químicas para o emprego do coagulante à base de tanino no tratamento do efluente por coagulação/floculação;
- Estudar as melhores condições físico-químicas para o emprego do coagulante à base de tanino no tratamento do efluente por adsorção em carvão ativado/coagulação/floculação (heteroagregação);
- Investigar a qualidade e quantidade de lodo gerado na coagulação com tanino catiônico;

- Avaliar, de forma comparativa, os resultados obtidos no tratamento do efluente com o uso de tanino catiônico em relação ao reagente tradicionalmente empregado, o sulfato de alumínio.

### 3. REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 Efluentes de Lavanderias Industriais e suas Impurezas

A lavagem industrial pode ser realizada para roupas novas e/ou usadas e para roupas domésticas e/ou industriais. Sobre a roupa nova, operações de desengomagem, desbotamento e destruição parcial dos tecidos são comuns. Esses processos variam com a tendência da moda. Sobre roupas usadas, o processo se assimila muito com a lavagem doméstica. Entretanto, em uniformes de empresas, cujo tecido é mais resistente e possui contaminantes mais agressivos, os reagentes empregados muitas vezes são diferenciados. Algumas lavanderias realizam também o tingimento de roupas, liberando em seus efluentes corantes orgânicos de difícil tratabilidade (MELO, 2000).

Os despejos das lavanderias contêm sujeiras removidas das roupas e substâncias adicionadas na lavagem. O sabão e outros detergentes presentes na água produzem uma suspensão relativamente estável contendo resíduos de sujeira e fibras de tecidos. É comum, após prolongada estagnação do efluente, que se processe considerável decomposição por bactérias, ocasionando mau cheiro. A composição típica dos despejos das lavanderias pode ser resumida conforme apresenta a Tabela 1.

Nas lavanderias com tingimento e estamparia, os efluentes líquidos apresentam cargas poluidoras mais altas do que as que não realizam tingimento, isto especialmente em função dos corantes e produtos auxiliares de tingimento que apresentam altas cargas orgânicas (TUNUSSI e SOBRINHO, 2003).

Os banhos de tingimento utilizados em tinturarias/lavanderias têxteis contêm os corantes que são compostos orgânicos de cadeias longas e de baixa biodegradabilidade em condições aeróbias. São hidrolisados, geralmente a altas temperaturas (60°C a 135°C), e as concentrações desses corantes variam de 10 mg L<sup>-1</sup> a 1000 mg L<sup>-1</sup> dependendo do poder de reação do corante e do processo de tingimento utilizado (intensidade da cor). O tecido absorve, do banho de tingimento, 50% a 70% das moléculas hidrolisadas e a solução residual do banho de tingimento conserva de 20% a 40% dos corantes adicionados, após os enxágües os mesmos vão para a descarga dos efluentes. Existem mais de 3.000 tipos de corantes específicos de tingimento utilizados comercialmente, sendo que atualmente mais

de 80% desses utilizam corantes que contêm cadeias moleculares do tipo AZO (-N=N-) (COELHO et al, 1997; COSTA e MARTINS, 1997; TUNUSSI e SOBRINHO, 2003).

Tabela 1. Composição dos efluentes de lavanderias (UNISUL, 1998)

Parâmetro	Valor
pH	8 a 11
Sólidos Totais	> 1000
Sólidos em suspensão	30 a 300 mg L <sup>-1</sup>
Alcalinidade total	300 a 900 mg L <sup>-1</sup>
DBO <sub>5</sub>	200 a 600 mg L <sup>-1</sup>
DQO	500 a 2000 mg L <sup>-1</sup>
Cromo total	Maior que 3,0 mg L <sup>-1</sup> (nos efluentes de tingimento)
Vazão	120 a 380 m <sup>3</sup> por 1000 m de tecido processado
Turbidez	Coloidal acinzentada
Cor Aparente	Depende do corante usado com predominância

A legislação vigente no Brasil, embora não apresente restrição para a cor nos padrões de lançamento de efluentes, limita a cor nos corpos de água receptores de despejos. A Tabela 2 mostra os parâmetros usualmente regulamentados pelo órgão ambiental do Rio Grande do Sul (FEPAM) na emissão de Licença de Operação para lavanderias industriais.

Tabela 2. Indicadores de desempenho atuais - padrões de emissão de efluentes exigidos pela FEPAM (Licença de Operação número O 1418/99-DL).

Parâmetro	Valor máximo de operação
Temperatura	inferior a 40°C
Sólidos Sedimentáveis	inferior a 1 mL L <sup>-1</sup> (no Cone de Imhoff)
pH	Entre 6,0 e 8,5
DBO <sub>5</sub> <sup>20°C</sup>	inferior a 200 mg L <sup>-1</sup>
DQO	inferior a 450 mg L <sup>-1</sup>
Sólidos Suspensos	até 200 mg L <sup>-1</sup>
Surfactantes	até 2,0 mg L <sup>-1</sup>

Deve-se ressaltar que o consumo de água para a lavagem de roupas é bastante alto. Segundo BRAILE e CAVALCANTI (1993), o consumo usado é de 32 litros kg<sup>-1</sup> roupa e segundo VON SPERLING (1996) é de 20 – 60 litros kg<sup>-1</sup> roupa. Dados do DMAE indicam que aproximadamente 10 % do consumo de água em Porto Alegre é devido a

lavagem de roupas industriais e domésticas (MENEGAT et al, 1999) e existem 253 Lavanderias cadastradas na Secretaria Municipal de Indústria e Comércio de Porto Alegre.

A carga orgânica dos despejos pode ser removida por processos de tratamento físico-químicos e biológicos aeróbios usuais. No entanto, esses processos muitas vezes não apresentam boa eficiência na remoção da cor, oriunda justamente dos corantes utilizados nos processos de tingimento (von SPERLING, 1996).

### **3.2. Processos de Tratamento de Efluentes Aplicados a Lavanderias**

Os processos de tratamento de efluentes são dimensionados para atender os padrões de exigência da legislação aplicada e/ou normas da própria empresa geradora do efluente. Diversos métodos ou etapas podem ser empregados para atingir tais padrões, sendo que uma subdivisão usual de etapas é feita de acordo com o chamado nível de tratamento empregado para se atingir os padrões de lançamento do efluente (TCHOBANOGLOUS et al, 2003).

Subdivisão tradicional de etapas:

- Pré-tratamento ou preliminar: Remoção de materiais sólidos grosseiros (por exemplo, latas, plásticos, trapos) ou areia, cuja presença é capaz de ocasionar danos aos equipamentos subsequentes. São empregados equipamentos de separação física como peneiras e grades.

- Primário: Remoção de uma porção dos sólidos suspensos e da matéria orgânica presente no efluente com a adição de produtos químicos (processo físico-químico), geralmente acompanhado de uma etapa complementar separação sólido-líquido com sedimentação, flotação ou filtração.

- Secundário: Objetiva a remoção de matéria orgânica em suspensão ou dissolvida através de processos biológicos. Contempla a remoção de carga orgânica, nitrogênio e fósforo bem como outros poluentes.

- Avançado ou Terciário: Remoção de sólidos suspensos ou solúveis residuais do tratamento biológico secundário, usualmente por meios de processo biológico complementar, adsorção ou processos com membranas (requerido para várias aplicações de

reuso da água). A desinfecção também é uma parte típica do tratamento terciário e a remoção de nutrientes é muitas vezes incluída nesta etapa.

De acordo com MENEZES et al. (2004), são poucas as lavanderias industriais que se preocupam em tratar e lançar seus efluentes dentro dos padrões de qualidade exigidos pelos órgãos ambientais. Os efluentes da lavagem de roupas apresentam em sua composição uma diversidade de impurezas que contaminam as roupas, tais como amido, tinturas, fibras de tecidos além dos produtos empregados no processo de lavagem, como tensoativos, amaciantes, alvejantes, enzimas e corantes. As poucas empresas que realizam tratamento dos efluentes na maioria das vezes não conseguem atingir a eficiência necessária para atender os padrões de descarte exigidos, pois aplicam processos simplificados de tratamento que proporcionam resultados aquém do desejado.

Efluentes de lavanderias são normalmente tratados por processo físico-químico de coagulação/floculação seguido de uma etapa de separação sólido líquido que pode ser a sedimentação, flotação ou filtração. A complementação pode ocorrer através de um estágio de polimento através da adsorção em carvão ativado ou da adoção de lagoas de estabilização ou outro processo biológico (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

No processo de coagulação-floculação convencional existem duas etapas. A primeira é a coagulação, onde é adicionado um sal de ferro ou alumínio. A segunda é a floculação, onde é adicionado a poliacrilamida flocculante. Na floculação, é importante uma agitação rápida para a dispersão homogênea do flocculante no efluente e o aparecimento dos flocos. Após, deve seguir uma fase de agitação lenta, para que aconteça o crescimento dos flocos. O efluente deve ser encaminhado para uma etapa de separação sólido-líquido, onde geralmente é aplicada a sedimentação (alternativamente flotação ou filtração), para que os flocos gerados sejam removidos (BRATBY, 1980).

A flotação, principalmente a flotação por ar dissolvido (FAD), vem ganhando mercado como processo de separação sólido-líquido, por apresentar vantagens como maior taxa de aplicação superficial, maior eficiência do processo, ocupar menor área útil e proporcionar a geração de um lodo mais adensado.

Já em 1954, a utilização de flotação para o tratamento de efluentes de lavanderias foi estudada. WOLNER et al. (1954) pesquisaram a utilização da flotação por ar dissolvido (FAD) para o tratamento dos efluentes de lavanderias de unidades da marinha dos EUA para o reúso de água em regiões áridas. Um método de tratamento foi desenvolvido e se conseguiu uma redução de 87% da necessidade de água fresca para as operações de lavagem de roupas, quando o principal detergente utilizado foi o sabão. O método é baseado na coagulação, floculação e na remoção do material floculado por flotação. Durante este trabalho observou-se que concentrações de detergentes acima de  $5 \text{ mg L}^{-1}$  inibiam a coagulação e promoviam dificuldades operacionais na flotação.

Atualmente, novos processos de flotação foram desenvolvidos, os chamados processos emergentes de flotação. O processo de coagulação-floculação em linha seguida de flotação (processo FF<sup>®</sup>) é um destes processos emergentes, apresentando novidades na etapa de geração e separação dos flocos. O processo FF<sup>®</sup> permite a formação de flocos aerados devido à injeção de ar no fluxo do sistema antes da adição de reagentes para coagulação e floculação. Este é um tipo de tratamento que pode apresentar ótimos resultados quando aplicados em efluentes de lavanderias, porque a alta taxa de processo em unidades compactas adapta-se a realidade da maioria das lavanderias que se encontram em áreas urbanas, com pouca disponibilidade de área para a implantação de estações de tratamento de efluentes (RUBIO et al, 2002).

GE et al (2004) aplicaram também o processo de eletrocoagulação-eletroflotação para o tratamento de efluentes de lavanderias. Segundo os autores, os três possíveis mecanismos envolvidos no processo são a eletrocoagulação, eletroflotação e eletrooxidação. Os parâmetros avaliados foram o pH inicial, tempo de retenção hidráulico e a densidade de corrente. Segundo os autores, o processo se mostrou eficiente na remoção de turbidez, DQO, fosfatos e surfactantes. Ensaios em planta piloto com o efluente de três locais distintos demonstram a eficácia desse processo no tratamento de efluentes.

Sabe-se que empregando o tratamento convencional por coagulação/floculação com sulfato de alumínio e poliacrilamida não se consegue remover os agentes tensoativos, utilizados durante a lavagem de roupas. Assim, é necessária uma etapa de polimento com carvão ativado ou outro material adsorvente, visando a remoção dos surfactantes residuais para cumprir as determinações dos órgãos ambientais no que se refere a esse parâmetro

(MENEZES et al, 2004). O descarte de surfactantes nos corpos d'água receptores é indesejado, pois formam espumas e reduzem a tensão superficial da água, causando danos aos ecossistemas aquáticos (VON SPERLING, 1996).

O uso de processos biológicos é também uma alternativa válida para a remoção de surfactantes em empresas que possuem área disponível para a construção de lagoas de estabilização, mesmo não sendo o caso da maioria das lavanderias. Porém, BRAILE e CAVALCANTI (1993) comentam que os usos de processos biológicos para tal fim nem sempre são eficientes.

RODRIGUEZ et al (2002) estudaram um sistema de tratamento biológico aeróbio que objetivava a redução de custos dos reagentes, a diminuição da demanda química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO) e a reciclagem de água. Os principais problemas observados foram as flutuações na composição do efluente, já que os processos de lavagem exigiam mudanças de temperatura, pH, composição e a incorporação de germicidas (como o hipoclorito de sódio, peróxido de hidrogênio, etc.). Os autores notaram que essas flutuações causaram uma diminuição importante na atividade bacteriana e por conseqüência na eficiência do processo biológico.

SILVEIRA et al (2003) estudaram a possibilidade de utilizar um processo biológico anaeróbio para o tratamento do efluente de uma lavanderia hospitalar. A degradabilidade anaeróbia do efluente gerado pela lavanderia do hospital foi avaliada através da medição da atividade metanogênica específica (AME), realizada em respirômetro anaeróbio. Chegou-se a conclusão que o tratamento deste tipo de efluente através de um processo biológico anaeróbico é possível, desde que receba a adição de um co-subtrato e que o mesmo sofra uma diluição, já que em amostras com o efluente bruto não houve produção de metano, o que indica que não houve atividade bacteriana.

Em função da opção deste trabalho pelo estudo de um reagente alternativo para o tratamento físico-químico, alguns fundamentos de estabilidade de colóides serão a seguir abordados.

### 3.3 Sistemas Coloidais

A chave para uma eficiente coagulação/floculação é entender como os colóides interagem entre si.

Partículas que provocam turbidez têm seu tamanho variando de 0,01 a 100 micrometros aproximadamente, sendo que as frações maiores possuem mais facilidade para sedimentar ou serem filtradas. Um exemplo do tempo necessário para a sedimentação de partículas é mostrado na Tabela 3, que ilustra a necessidade de se empregarem técnicas que possibilitem a sedimentação dos colóides de maneira mais rápida que sua sedimentação natural. A fração de partículas de menor tamanho, ou fração coloidal (0,01 a 5 microns), é a que realmente apresenta dificuldades de separação, uma vez que o tempo de sedimentação é alto e as mesmas facilmente passam/escapam dos meios filtrantes (RAVINA, 1993).

Tabela 3. Tempo de sedimentação de partículas em função do diâmetro (KREMMER, 1988).

Material	Diâmetro (mm)	Diâmetro ( $\mu\text{m}$ )	Tempo para sedimentar 1 metro
Cascalho	10	10.000	1 seg.
Areia Grossa	1	1.000	10 seg.
Areia Fina	0,1	100	125 seg.
Argilas/Silt	0,01	10	108 min.
Bactérias	0,001	1	180 h
Material Coloidal	0,0001	0,1	755 dias

O comportamento dos colóides na água é fortemente influenciado pela sua carga superficial. Cada partícula coloidal possui uma carga, geralmente negativa, que faz com que as partículas adjacentes sejam repelidas, impedindo assim que as partículas se aglomerem, resultando que as partículas permanecem dispersas e em suspensão no meio, conforme ilustra a Figura 1.a (RAVINA, 1993).

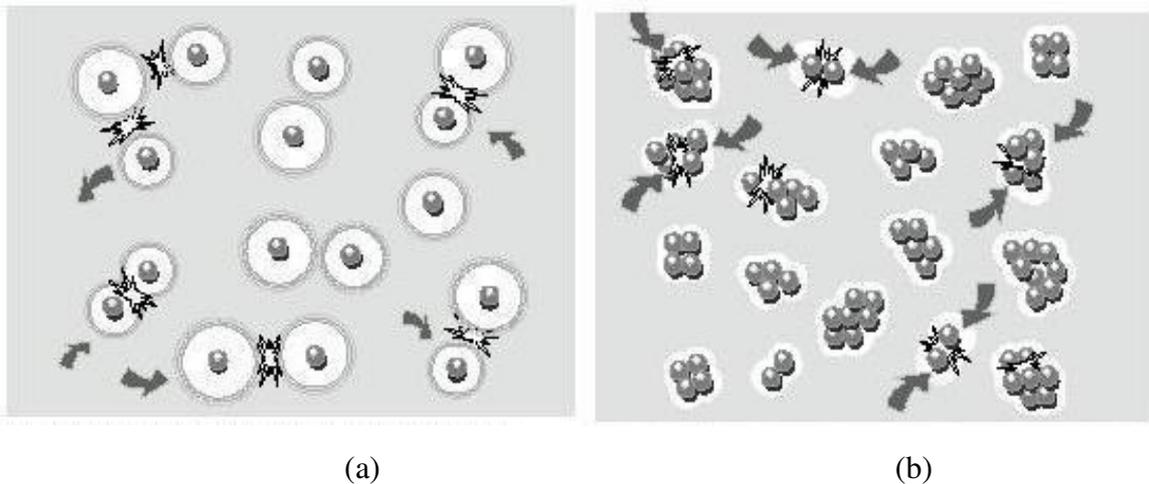


Figura 1. Partículas coloidais suspensas em meio aquoso (RAVINA, 1993). (a) Partículas eletricamente carregadas em repulsão. (b) Partículas “sem carga”, livres para colidir e se agregar.

Entretanto se a carga for reduzida significativamente ou eliminada, a aglomeração poderá ocorrer, primeiramente em pequenos grupos, depois a agregados maiores e finalmente em flocos de partículas ilustrados na Figura 1.b, visíveis que sedimentam com rapidez e podem ser filtradas com facilidade (RAVINA, 1993).

### 3.4. Interações entre as Partículas Coloidais

Os parágrafos a seguir tratam das interações entre partículas coloidais, onde os principais textos consultados foram dos seguintes autores: BRATBY (1980); ADAMSON (1990); DI BERNARDO (1993); RAVINA (1993).

#### Forças de Van der Waals

As forças de Van der Waals são forças atrativas que têm origem na interação de dipolos elétricos atômicos e moleculares, estando associadas às flutuações na densidade eletrônica dos átomos (ADAMSON, 1992; ISRAELACHVILI, 1992).

Conforme cita DI BERNARDO et al (1993), para dois átomos a força atrativa de van der Waals é inversamente proporcional à sétima potência da distância entre eles, porém, para duas partículas constituídas de grande número de átomos, as forças atuantes sobre cada par de átomos são aditivas, resultando em uma energia de atração inversamente proporcional ao quadrado da distância entre as superfícies das partículas.

### Dupla Camada Elétrica (DCE)

O modelo da dupla camada elétrica é usado para visualizar o ambiente iônico nas vizinhanças de um colóide e explica como as forças elétricas repulsivas atuam.

As partículas coloidais possuem predominantemente cargas negativas, as quais atraem uma grande quantidade de íons de carga oposta (positiva), chamados de contra-íons presentes na solução. Porém, devido às dimensões das superfícies das partículas, apenas um número limitado de íons positivos consegue ser adsorvido formando uma rígida camada ao redor da superfície do colóide, camada esta denominada de Camada Compacta ou Camada de Stern.

Íons positivos adicionais são atraídos pela carga negativa do colóide, mas são repelidos pelos íons positivos da camada de Stern e também por outros íons positivos que tentam se aproximar do colóide. Um equilíbrio dinâmico se estabelece, formando uma camada difusa de contra-íons com concentração maior próximo ao colóide, diminuindo em função da distância até que um equilíbrio seja atingido.

De maneira similar, porém oposta, existe uma carência de íons negativos (chamados co-íons) ao redor da camada compacta, uma vez que os mesmos são repelidos pela carga negativa do colóide. A sua concentração vai gradativamente aumentando em função da distância à medida que as forças repulsivas do colóide diminuem, até que um equilíbrio seja atingido.

O conjunto das camadas, compacta e difusa, resulta na denominada dupla camada elétrica (DCE), conforme ilustrado na Figura 2.

A espessura da camada depende da concentração de íons em solução, sendo que soluções mais concentradas significam maior presença de íons disponíveis para neutralizar a carga do colóide, resultando numa dupla camada com menor espessura. Por este motivo refere-se, um aumento da concentração de íons em solução ocasiona o fenômeno conhecido como "compressão da dupla camada elétrica".

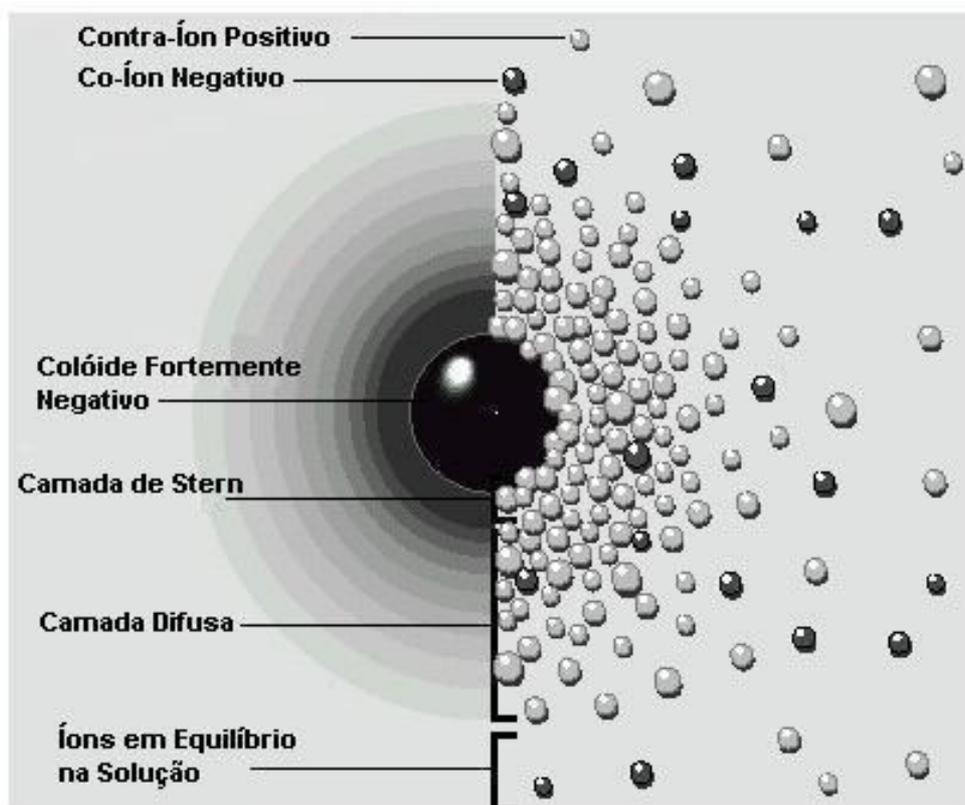


Figura 2. Modelo da Dupla Camada Elétrica (RAVINA, 1993).

Pela inacessibilidade de determinação do potencial elétrico da partícula, é comum na prática medir o potencial no plano de cisalhamento, situado entre uma partícula em movimento e o líquido circundante. O potencial neste plano é conhecido como Potencial Zeta. A localização do plano de cisalhamento dentro da dupla camada elétrica, porém atualmente tem sido adotado como muito próximo da Camada de Stern (HUNTER, 1981).

### Teoria DLVO – Balanceamento de Forças

Esta teoria tem seu nome derivado dos nomes dos cientistas que realizaram as pesquisas (Derjaguin, Landau, Verwey e Overbeek) (ADAMSON, 1990). É uma

explicação clássica de como as partículas interagem. Baseia-se na resultante das contribuições de duas forças opostas, as forças eletrostáticas de repulsão (DCE) e as forças de atração (Van der Waals), mostrando com isto porque alguns colóides aglomeram e formam flocos e outros não.

Assim, pela teoria DLVO, para se ter uma suspensão estável é necessário que as forças de interações repulsivas superem as forças de atração de Van der Waals. Desta forma, para curtas ou longas distâncias (ver Figura 3) sempre o efeito entre as partículas é atrativo; no entanto, a partir de uma distância "d" da superfície da partícula, a repulsão predomina em um certo intervalo de distância.

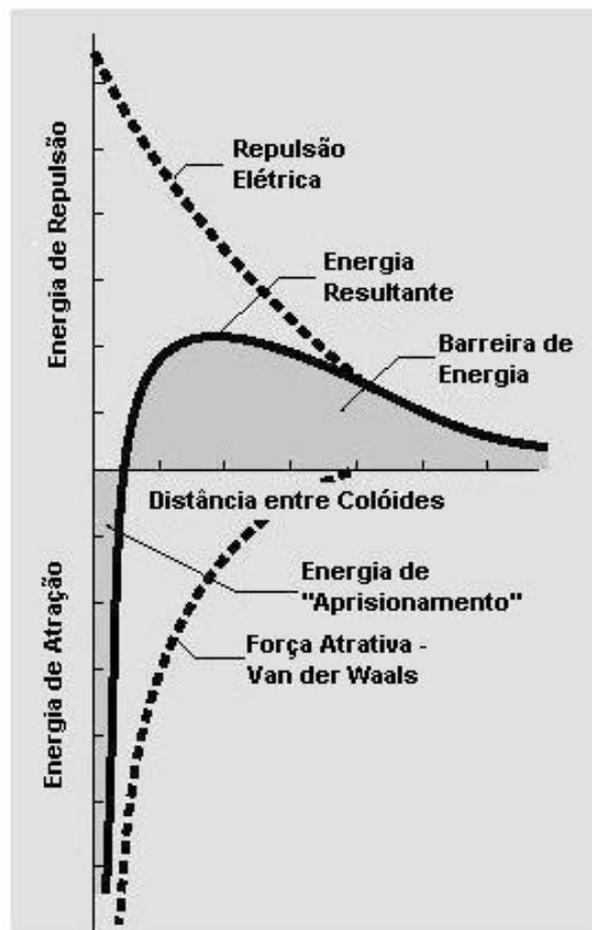


Figura 3. Barreira de energia para a interação entre partículas coloidais (RAVINA, 1993).

### 3.5. Mecanismos de Coagulação/Floculação

Conforme citado por PAVANELLI (2001), a história da separação das impurezas da água é antiga. No Egito antigo, farinhas de favas e de amendoim já eram utilizadas para

remoção das partículas coloidais. Na Índia eram usadas nozes moídas e, na China, o alume, um sulfato duplo de alumínio e potássio, sendo esse o precursor dos modernos coagulantes minerais.

Na segunda metade do século XIX, foram feitas na Inglaterra as primeiras tentativas de coagulação em grande escala com sulfato de alumínio. A primeira patente, no entanto, foi obtida em 1885 por Isaiah Hyatt nas instalações dos Departamentos de Água Potável das cidades de Somerville e Ravidan, em Nova Jersey.

Segundo RAVINA (1993), os termos coagulação e floculação têm sido usados muitas vezes de forma errônea e ambígua, portanto devemos distingui-los:

- Coagulação - corresponde à desestabilização da dispersão coloidal, devido à compressão ou redução da dupla camada elétrica. Aplica-se também este termo à desestabilização pela adição de eletrólitos hidrolisáveis, tais como  $\text{Fe}^{+3}$  ou  $\text{Al}^{+3}$ .

- Floculação – agregação das partículas coloidais através do uso de polímeros orgânicos de alto peso molecular; em muitos casos esta etapa é realizada após a coagulação para proporcionar agregados ainda maiores aos obtidos na coagulação.

- Agregação – termo geral empregado para desestabilização de sistemas coloidais.

- Heteroagregação – corresponde ao uso de agente coagulante juntamente com uma outra substância suspensa no meio aquoso, a fim de conciliar em uma única etapa, as funções de remoção de sólidos suspensos com a adsorção de substâncias solúveis.

Os principais mecanismos que atuam na agregação (coagulação e floculação) das partículas seguem abaixo e foram compilados dos seguintes autores: (BRATBY, 1980; KREMMER, 1988; RAVINA, 1993; DI BERNARDO, 1993):

- Compressão da dupla camada elétrica;
- Neutralização de cargas;
- Varredura;
- Formação de pontes.

Compressão da dupla camada elétrica

Esse mecanismo de coagulação ocasiona a desestabilização das partículas coloidais através da adição de grande quantidade íons indiferentes de carga contrária (que não se

adsorvem na superfície do colóide). A teoria DLVO indica que isto resulta em uma diminuição ou eliminação da barreira de energia repulsiva. É importante notar que este processo apenas comprime/diminui a área de influência ao redor do colóide sem necessariamente reduzir a carga do mesmo.

#### Neutralização de Cargas

A neutralização de cargas envolve a adsorção de um eletrólito carregado sobre a superfície de colóide (íon determinante de potencial), resultando numa carga líquida próximo a zero. A neutralização é uma maneira prática de se diminuir a barreira de energia repulsiva e formar flocos estáveis.

#### Varredura ou aprisionamento

Neste mecanismo são adicionadas quantidades relativamente grandes de coagulante (normalmente sais de ferro ou alumínio) que precipitam na forma de hidróxido. Alguma neutralização de cargas ocorre, mas como a quantidade de coagulante é adicionada em excesso, os colóides são aprisionados no flocos de precipitado metálico sendo literalmente "varridos" do meio.

#### Mecanismo de pontes

A formação de pontes ocorre quando um floculante se adsorve primeiramente a um colóide, capturando-o, e depois se liga a diversos outros formando uma malha ou entrelaçamento que mantém todos unidos, como mostra a Figura 4. Esse mecanismo é predominante no uso de polímeros orgânicos, tais como poliamidas, poliacrilamidas e polióxido de etileno. Quanto maior o peso molecular do floculante, maior o seu comprimento de cadeia e, conseqüentemente, melhor é a formação de pontes.

A formação de pontes é normalmente empregada de forma complementar aos mecanismos anteriores para produzir flocos resistentes e de rápido crescimento. Por exemplo, o sulfato de alumínio ou um coagulante orgânico catiônico de baixo peso molecular é adicionado em condições de agitação rápida para neutralizar as cargas coloidais e permitir a formação de microflocos. Posteriormente adiciona-se uma pequena quantidade de um polímero de alto peso molecular para promover a formação de pontes entre os microflocos.

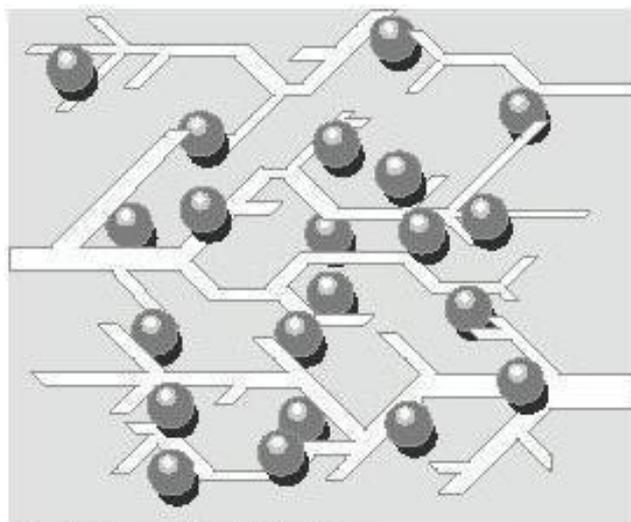


Figura 4. Mecanismo de pontes na flocculação com polímeros (RAVINA, 1993).

### 3.6. Coagulantes a Base de Taninos

Alguns biopolímeros naturais vêm sendo investigados por suas propriedades de aglomeração de impurezas em águas, como é o caso da Moringa Oleifera, do mesocarpo do Babaçu (*Orbygnia Martiana*), da raspa do Juá (*Zizyphus Joazeiro*), da Quitosana e Tamarindo. (DA SILVA et al., 2001 e 2003). Em geral os estudos são aplicados ao tratamento de águas para fins potáveis, havendo grandes lacunas sobre o conhecimento acerca da aplicação de biopolímeros de origem vegetal no tratamento de diferentes águas residuárias industriais.

Os principais conceitos inerentes aos taninos, suas propriedades e usos foram extraídos da seguinte bibliografia: (HOWES, 1955; BELAVSKY, 1965; MUGICA e OCHOA, 1969; O'FLAHERTY et al, 1965; TEPF, 1974):

Taninos são compostos polifenólicos encontrados em uma grande variedade de plantas superiores, com características adstringentes e tradicionalmente utilizadas na indústria do couro como agentes de curtimento, um dos mais antigos processos de transformação utilizados pelo homem. A conceituação química mais primitiva de taninos resume-se na definição destas substâncias como sendo "substâncias orgânicas de extrato vegetal capazes de precipitar proteínas".

Este conceito vem resistindo até os dias atuais, quando ainda se utiliza desta propriedade para identificar como "taninos", dentre as frações fenólicas de um extrato, aquelas substâncias que tenham a capacidade exclusiva de precipitar proteínas. O esquema básico da molécula de tanino é apresentado na Figura 5.

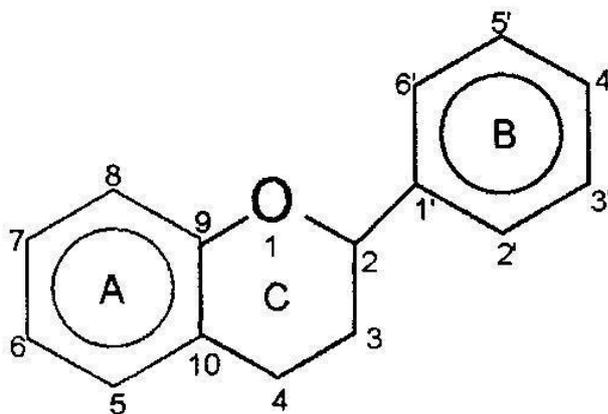


Figura 5. Esquema básico da molécula do tanino (BELAVSKY, 1965).

Uma divisão clássica e principal é a que divide os taninos em dois grandes grupos, quais sejam; taninos condensados e taninos hidrolisáveis (Figura 6). Ambos são substâncias com estrutura polimérica, sendo o primeiro grupo de constituição flavonoídica e o segundo grupo formado pela esterificação de ácidos fenólicos - basicamente de ácido gálico - com polióis (açúcares, quase exclusivamente). A denominação "hidrolisáveis" deve-se à facilidade de "hidrólise" das ligações do tipo éster. As ligações C-C dos taninos condensados são mais dificilmente rompidas. Porém, os anéis polihidroxilados conferem, a ambos os grupos, propriedades muito semelhantes quanto à capacidade de complexação de substâncias orgânicas e metais.

A utilização de taninos catiônicos em substituição aos tradicionais agentes coagulantes minerais ou sintéticos, como agentes coagulantes e floculantes no tratamento de águas, teve início em escala experimental há mais de cinquenta anos. Há aproximadamente vinte anos conseguiu-se produtos com estabilidade e desempenho

satisfatórios (comparáveis aos minerais, como o sulfato de alumínio) e ainda, de cinco anos para cá, produtos que aliam além destas características, uma relação custo/benefício adequada ao mercado, ocorrendo um incremento significativo nos volumes comercializados.

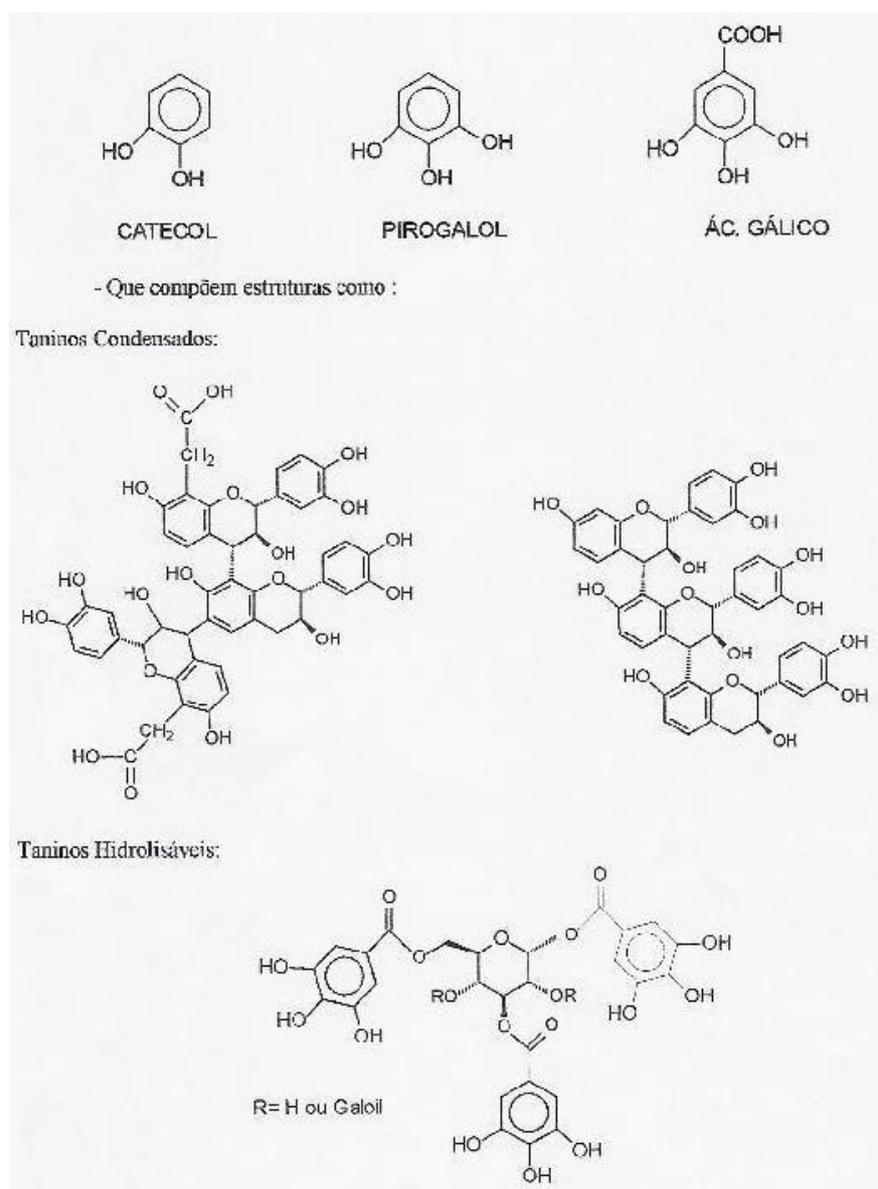


Figura 6. Exemplos de taninos condensados e hidrolisáveis (BELAVASKY, 1965).

O desenvolvimento deste produto, substituto dos sais metálicos normalmente utilizados para tratamento de água, iniciou no Brasil no ano de 1982, quando se buscava uma utilização alternativa para os taninos àquelas tradicionais da indústria do couro. Objetivou ofertar comercialmente um agente coagulante/floculante que apresentasse características distintas dos produtos inorgânicos tradicionalmente utilizados, com origem em fontes renováveis, ao contrário dos tradicionais sais metálicos que possuem origem mineral, ou ainda aos produtos sintéticos. Uma outra característica buscada foi a biodegradabilidade do mesmo, para que, após a sua utilização, o produto se incorporasse aos lodos gerados durante o processo de coagulação/floculação/sedimentação e acabasse sendo degradado pelos processos biológicos que normalmente ocorrem nas etapas posteriores ao tratamento de efluentes. Essa característica é facilitada pela presença de açúcares na composição original dos taninos, originados da planta e incorporados ao produto durante o processo de extração.

Além destas características, uma outra tem demonstrado ser de importância para a sua utilização, principalmente para águas de abastecimento ou ainda em efluentes industriais que possuam pH entre 6,0 e 8,0. Nestes casos não se faz necessária a correção posterior do pH, uma vez que, ao contrário dos sais metálicos, taninos catiônicos já possuem carga catiônica e não consomem a alcalinidade do meio durante a sua ação.

O produto caracteriza-se por ser um coagulante/floculante vegetal não tóxico, de caráter catiônico e baixo peso molecular. A obtenção do produto está baseada na Reação de Mannich. A Reação de Mannich é a reação entre compostos que possuem um hidrogênio ativo ( $R-CO-CH_3$ ) com um aldeído não enolizável ( $H_2C=O$ ) e uma amina primária ou secundária ( $H-N(CH_3)_2$ ), para resultar em um produto aminoetilado, chamado de base de Mannich.

O mecanismo proposto para a reação entre o Flavan 3 - 4 - Diol, monômero ativo dos taninos, aldeído e uma amina secundária, originando um sal quaternário de amônio com características de agente coagulante está descrito na Figura 7.

O reagente empregado neste trabalho é produzido exclusivamente com taninos do tipo condensados, obtidos do extrato de acácia negra (*Acácia mearnsii*, de Wild) modificado através da reação de Mannich, sendo classificado como tanino catiônico. Apresenta pH ácido (próximo a 2.0), uma baixa viscosidade e alta solubilidade em água. Assim, é um polímero orgânico-catiônico de baixo peso molecular, de origem essencialmente vegetal, e utilizado no tratamento de águas e efluentes em um amplo espectro de aplicações.

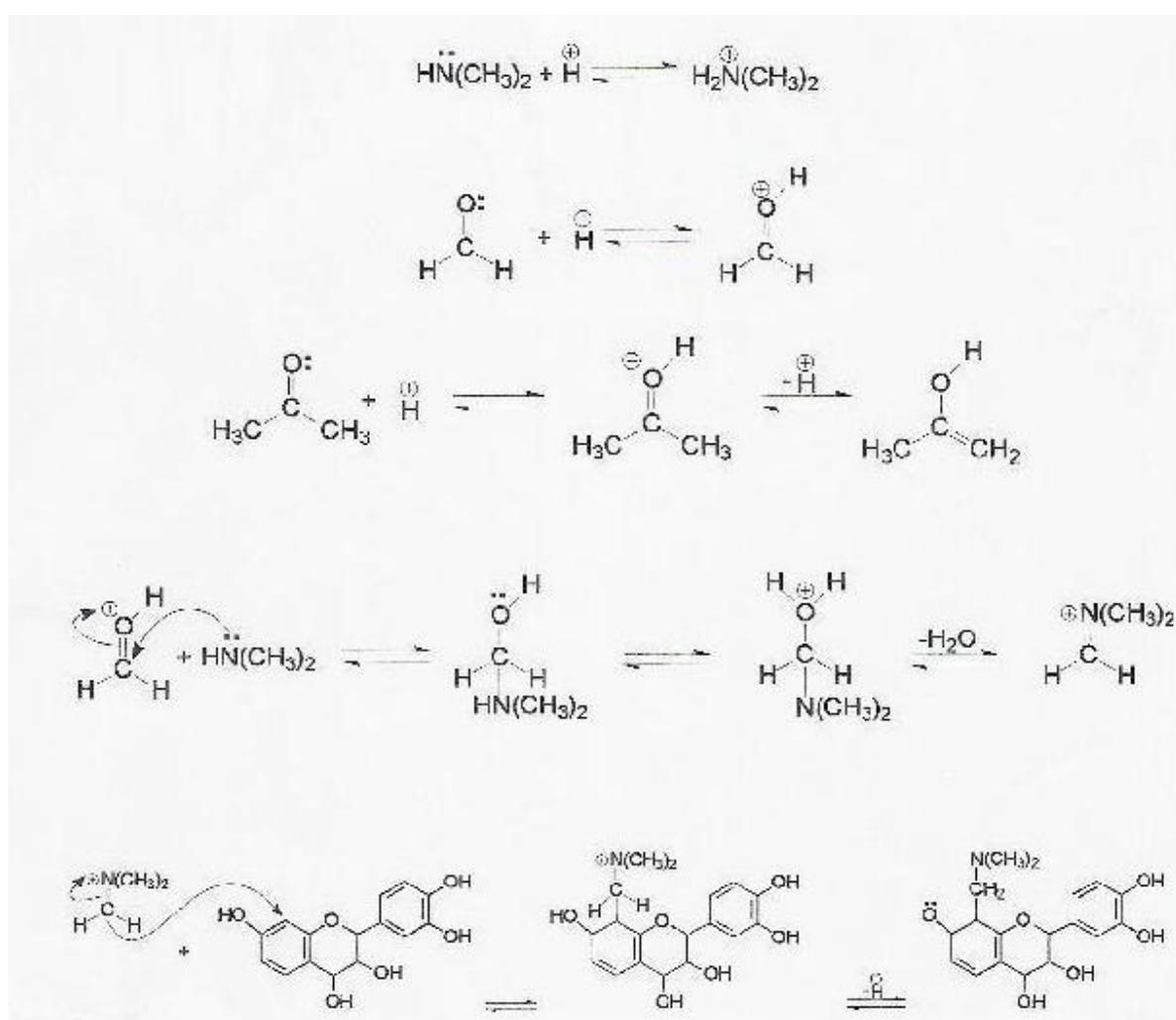


Figura 7. Mecanismo de formação do tanino catiônico – Reação de Mannich (TANAC, 2003).

Sua forma de atuação se dá pela compressão da dupla camada elétrica ou pela modificação do potencial superficial das partículas, o que desestabiliza as partículas pela eliminação da repulsão entre as mesmas, originando os coágulos. Geralmente é necessária a adição de um agente floculante de alto peso molecular para proporcionar maior tamanho aos agregados. Entretanto, como será visto a seguir, o tanino catiônico também encontra aplicações em uso conjunto com sais inorgânicos e também no papel de floculante (agente formador de pontes entre partículas).

Ainda, o reagente é compatível com o tratamento biológico associado, por ser não tóxico e biodegradável (TANAC, 2003). Como é efetivo em uma ampla faixa de pH, normalmente elimina o uso de alcalinizantes, como a soda ou cal, o que proporciona uma redução no volume de lodo a ser descartado. Além disto, ajuda a eliminar parte do odor desagradável proveniente das estações de tratamento de efluentes, originado em boa parte pela ação dos microrganismos, associados a grande quantidade de sulfato adicionada na etapa de coagulação/floculação. Este sulfato é reduzido a sulfeto, provocando o mau cheiro.

### **3.7. Usos do Tanino Catiônico**

Os trabalhos encontrados na literatura com referência ao uso de taninos como agentes para coagulação/floculação em tratamento de águas e efluentes bem como algumas das experiências da TANAC S.A serão a seguir relatadas.

OZACAR e SENGIL (2000, 2003a) estudaram o efeito de taninos aniônicos de Valonia (com composição contendo 53,5 % de taninos hidrolisáveis) como agente auxiliar para a coagulação com sulfato de alumínio em substituição a um polímero aniônico sintético usado no tratamento de águas. Os autores demonstraram que o tanino se mostrou mais eficiente que o polieletrólito sintético NA 913 e que o uso do tanino significativamente reduziu as doses requeridas de sulfato de alumínio e que houve uma melhora nas propriedades de filtração do lodo gerado.

OZACAR e SENGIL (2003b) também estudaram o efeito da adição de tanino de Valonia como auxiliar da coagulação de sulfato de alumínio na remoção de fósforo. Comprovaram que o uso conjunto desses dois reagentes remove mais fósforo que somente o uso de sulfato de alumínio.

Também têm sido publicados alguns trabalhos em relação à capacidade dos taninos em adsorverem metais pesados, entre os quais urânio, cromo e chumbo (SAKAGUCHI e NAKAJIMA, 1994; NAKANO et al, 2001; ZHAN E ZHAO, 2003). ZHAN e ZHAO (2003) pesquisaram a adsorção de chumbo em um tanino condensado através de experimentos em batelada. Valores de acumulação de até 114,9 mg de chumbo por grama de tanino foram encontrados, mostrando que o tanino oferece condições favoráveis para a remoção de chumbo de águas ácidas.

A TANAC S.A., Empresa sediada em Montenegro, no Estado do Rio Grande do Sul, também relata experiências com sucesso do uso de tanino catiônico no tratamento de águas, esgotos e efluentes industriais (TANAC, 2003), alguns dos quais serão a seguir exemplificado.

#### Exemplo 1 - Uso como auxiliar de coagulação em Estação de Tratamento de Água (ETA)

O coagulante a base de tanino foi testado em uma estação de tratamento de água no estado do Rio Grande do Sul como auxiliar de coagulação, um resumo das características do sistema e dos resultados encontram-se na Tabela 4.. Esta estação apresentava problemas em relação à presença de alumínio residual na água tratada.

Tabela 4. Uso do tanino catiônico como auxiliar de coagulação em uma Estação de Tratamento de Água (TANAC, 2003).

Características da Água Bruta				
Vazão	pH	Turbidez	Cor	Mat. Orgânica
500 L s <sup>-1</sup>	6,40	30 NTU	250 Hazen	12 mg L <sup>-1</sup>
Comparação dos tratamentos				
Tratamentos	Coagulante	Dosagem	Auxiliar Coagulação	Dosagem
Convencional	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	40 mg L <sup>-1</sup>	-	Zero
Modificado	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	27 mg L <sup>-1</sup>	Tanino catiônico	2 mg L <sup>-1</sup>
Características da água após tratamento				
Tratamento	Al residual	Turbidez	Mat. Orgânica	
Convencional	0,64 mg L <sup>-1</sup>	2.90 NTU	3,55 mg L <sup>-1</sup>	
Modificado	0,18 mg L <sup>-1</sup>	1.53 NTU	3,65 mg L <sup>-1</sup>	

Como principais vantagens do uso do tanino em relação ao coagulante inorgânico metálico utilizado pode-se observar:

- Redução do consumo de sulfato de alumínio na ordem de 31,6%;
- Redução do consumo de alcalinizante (cal hidratada) na ordem de 42,8 %;
- Redução de 72 % do alumínio residual;
- Geração de lodo com menores teores de alumínio;
- Melhora na eficiência de coagulação

Exemplo 2 - Utilização do coagulante à base de tanino como coagulante primário em estação de tratamento de águas

Uma Estação de Tratamento de Água, localizada em um Município do interior de São Paulo com 80.000 habitantes, com capacidade para tratar  $9.600 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ , enfrentava grandes dificuldades em relação a presença de residual de ferro na água tratada. Isso ocasionava cor amarelada na água que gerava muitas reclamações pelos consumidores. O tratamento convencional com sulfato de alumínio não reduzia o ferro aos índices desejados, cujos resultados estão na Tabela 5..

O coagulante a base de tanino foi testado como coagulante único em bancada e posteriormente aplicado na planta, visando a eliminação do consumo de sulfato de alumínio e a conseqüente redução do residual de ferro na água tratada.

Tabela 5. Uso do tanino catiônico como coagulante primário em ETA (TANAC, 2003)

Características da Água Bruta					
Vazão	pH	Turbidez	Cor	Ferro	
111 L s <sup>-1</sup>	6,40	16 NTU	121 Hazen	1,70 mg L <sup>-1</sup>	
Comparação dos tratamentos					
Coagulante	Dosagem	Correção pH	Dosagem	Desinfecção	Dosagem
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	17,0 mg L <sup>-1</sup>	Ca(OH) <sub>2</sub>	4,0 mg L <sup>-1</sup>	Cloro gás	3,0 mg L <sup>-1</sup>
Tanino catiônico	5,6 mg L <sup>-1</sup>	Ca(OH) <sub>2</sub>	Zero	Cloro gás	1,5 mg L <sup>-1</sup>
Características da água após tratamento					
Tratamento	Fe residual	Turbidez	Cor		
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	1,20 mg L <sup>-1</sup>	1,0 NTU	8 Hazen		
Tanino catiônico	0,05 mg L <sup>-1</sup>	0,6 NTU	2 Hazen		

Como principais vantagens do uso do coagulante a base de tanino em relação ao coagulante inorgânico metálico utilizado pode-se citar:

- Eliminação do consumo de sulfato de alumínio;
- Eliminação do consumo de alcalinizante (cal hidratada);
- Redução de 50% do consumo de cloro gasoso em relação aos valores do tratamento convencional;
- Geração de lodo quase isento de alumínio;
- Melhora na eficiência de coagulação/floculação;
- Satisfação dos consumidores e tranqüilidade ao Departamento de Água;
- Operação simplificada, dosagem de produto único;
- Eliminação de mão de obra na preparação de insumos e redução de consumo de energia elétrica.

Exemplo 3 - Utilização do coagulante a base de tanino como coagulante em uma estação de tratamento de efluentes de uma indústria petroquímica.

Uma empresa petroquímica localizada na região sudeste do Brasil, com capacidade de produção de 500.000 ton ano<sup>-1</sup> de etileno, estava utilizando mais de 230 ton ano<sup>-1</sup> de coagulante metálico inorgânico para reduzir a DQO e o teor de óleos e graxas na estação de tratamento de efluentes. Apesar dos resultados e custos satisfatórios, havia alguma interferência no tratamento biológico secundário pelas variações do pH e conteúdo de sais metálicos dissolvidos.

O coagulante orgânico a base de tanino foi testado para melhorar a remoção de DQO e óleos e graxas, reduzir os custos e gerar um lodo orgânico que apresentasse melhores condições de disposição, vide resultados na Tabela 6..

Tabela 6. Uso do tanino catiônico como coagulante em uma estação de tratamento de efluentes de uma indústria petroquímica (TANAC, 2003)

Características do Efluente Bruto		
Vazão	DQO	Óleos e graxas
320 - 330 m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>	1025 mg L <sup>-1</sup>	176 mg L <sup>-1</sup>
Comparação dos tratamentos		
Coagulante	Dosagem	Aspecto Físico
FeCl <sub>3</sub>	60 mg L <sup>-1</sup>	Pó
Tanino catiônico	15 mg L <sup>-1</sup>	Líquido
Características do efluente após tratamento		
Tratamento	DQO	Óleos e graxas
FeCl <sub>3</sub>	434 mg L <sup>-1</sup>	21 mg L <sup>-1</sup>
Tanino catiônico	415 mg L <sup>-1</sup>	20 mg L <sup>-1</sup>

Principais vantagens da utilização do coagulante orgânico à base de tanino:

- Redução de 69 % no produto químico utilizado, de 228 ton ano<sup>-1</sup> para 71 ton ano<sup>-1</sup>;
- Melhora de 4 % na DQO e 5 % na remoção de óleos e graxas;
- Racionalização da mão-de-obra;
- Produção de lodo biodegradável;
- Melhoria na saúde e segurança operacional utilizando um produto não prejudicial;
- Ganhos ambientais devido a produção de sedimentos biodegradáveis que pode ser descartados (em sistemas de “landfarming”).

Exemplo 4 - Utilização do coagulante a base de tanino como coagulante em uma estação de tratamento de efluentes de uma refinaria de petróleo

Uma refinaria de petróleo localizada na região sul do Brasil estava utilizando mais de 180 ton ano<sup>-1</sup> de coagulante metálico inorgânico para reduzir a DQO e o H<sub>2</sub>S na estação de tratamento de efluentes com resultados e custos satisfatórios, mas com alguma interferência no tratamento de efluentes biológico secundário devido à variação do pH e presença de metais devido à dosagem do coagulante inorgânico.

O coagulante a base de tanino foi testado para melhorar a remoção de DQO e H<sub>2</sub>S, para reduzir custos e produzir um lodo de disposição mais fácil no meio ambiente, um resumo dos resultados encontram-se na Tabela 7..

Tabela 7. Uso do tanino catiônico como coagulante em uma estação de tratamento de efluentes de refinaria de petróleo (TANAC, 2003)

Características do Efluente Bruto		
Vazão	DQO	H <sub>2</sub> S
350 m <sup>3</sup> /h	282 mg L <sup>-1</sup>	38 mg L <sup>-1</sup>
Comparação dos tratamentos		
Coagulante	Dosagem	Aspecto Físico
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	60 mg L <sup>-1</sup>	Pó
Tanino catiônico	15 mg L <sup>-1</sup>	Líquido
Características do efluente após tratamento		
Tratamento	DQO	H <sub>2</sub> S
Coagulante inorgânico	176 mg L <sup>-1</sup>	17 mg L <sup>-1</sup>
Tanino catiônico	141 mg L <sup>-1</sup>	11 mg L <sup>-1</sup>

Principais vantagens da utilização do coagulante orgânico à base de tanino:

- Redução de 75% dos insumos químicos utilizados, de 180 ton ano<sup>-1</sup> para 45 ton ano<sup>-1</sup>;
- Melhoria na remoção de 20 % na DQO e 35 % no H<sub>2</sub>S;
- Racionalização da mão-de-obra;
- Produção de lodo biodegradável;
- Melhoria na saúde e segurança operacional .

Exemplo 5 - Utilização do coagulante a base de tanino como coagulante em uma estação de tratamento de efluentes de um abatedouro de aves:

Um abatedouro de aves localizado no Sul do Brasil, com capacidade de abate de 150.000 frangos dia<sup>-1</sup>, utilizava 19.600 kg mês<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio e 12.600 kg mês<sup>-1</sup> de soda barrilha no sistema de flotação com resultados satisfatórios em relação a custos e desempenho.

Apesar disto, convivia com dificuldades para diluição destes produtos (pó) e a frequência de preparo das bateladas. Outro aspecto negativo da aplicação do sal metálico como coagulante no sistema de flotação era a grande variação de pH do efluente tratado em função do consumo de alcalinidade do meio, requerendo a utilização de um alcalinizante.

O coagulante a base de tanino foi testado em laboratório e posteriormente em planta industrial , com o objetivo de aumentar a remoção de DQO e óleos e graxas, reduzir custos e otimizar a mão-de-obra, um resumo dos resultados encontram-se na Tabela 8.

Tabela 8. Uso do tanino catiônico como coagulante em uma estação de tratamento de efluentes de abatedouro de aves (TANAC, 2003).

Características do Efluente Bruto		
Vazão	DQO	Óleos e graxas
50 - 70 m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>	2.913 mg L <sup>-1</sup>	178 mg L <sup>-1</sup>
Comparação dos tratamentos		
Coagulante	Dosagem	Alcalinizante
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	60 mg L <sup>-1</sup>	Soda barrilha
Tanino catiônico	15 mg L <sup>-1</sup>	Não
Características do efluente após tratamento		
Tratamento	DQO	Óleos e graxas
Cogulante inorgânico	1.029 mg L <sup>-1</sup>	70 mg L <sup>-1</sup>
Tanino catiônico	576 mg L <sup>-1</sup>	20 mg L <sup>-1</sup>

Principais vantagens da utilização do coagulante orgânico à base de tanino:

- Redução no manuseio de 32.200 kg mês<sup>-1</sup> de produtos químicos em pó;
- Aumento na remoção de DQO em 56%;
- Aumento na remoção de óleos e graxas em 71% ;
- Racionalização da mão-de-obra;
- Obtenção de lodo orgânico, sem restrições para compostagem;
- Aplicação de produto biodegradável, compatível com o tratamento secundário (lodo ativado) posterior;
- Melhora na segurança ocupacional dos operadores com eliminação/redução do manuseio de produtos químicos;
- Eliminação do uso de alcalinizante.

Exemplo 6 - Utilização do coagulante a base de tanino como coagulante em uma estação de tratamento de esgotos

Uma estação de tratamento de esgoto, localizada em uma cidade do Rio Grande do Sul com 50.000 habitantes, com capacidade para tratar 9.000 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>, enfrentava dificuldades em obter um bom tratamento, gerando reclamações principalmente da população vizinha devido ao cheiro e ao aspecto ruim do esgoto tratado.

O tratamento se baseava em quatro reatores anaeróbicos com eventual dosagem de cal para correção de pH. O coagulante a base de tanino foi testado, sendo dosado em dois

reatores e mantendo-se os outros dois sem dosagem para efeito comparativo, os resultados encontram-se na Tabela 9..

Tabela 9. Uso do tanino catiônico como coagulante em uma estação de tratamento de esgoto doméstico (TANAC, 2003).

Características do Esgoto Bruto			
DBO	DQO		Matéria Orgânica
201 mg L <sup>-1</sup>	680 mg L <sup>-1</sup>		284 mg L <sup>-1</sup>
Comparação dos tratamentos			
Coagulante	DBO	DQO	Matéria Orgânica
Nenhum	92 mg L <sup>-1</sup>	316 mg L <sup>-1</sup>	131,0 mg L <sup>-1</sup>
Tanino	24 mg L <sup>-1</sup>	84 mg L <sup>-1</sup>	36,5 mg L <sup>-1</sup>

Principais vantagens da utilização do coagulante orgânico à base de tanino:

- Maior eficiência no tratamento, aumentando de 50 para 90%;
- Geração de lodo sem contaminantes (biodegradável, passível de aplicação direta na agricultura ou compostagem);
- Operação simplificada, dosagem de produto único.

Como observado, o tanino catiônico já obteve êxito em uma série de aplicações. Porém, nenhum trabalho foi realizado na aplicação deste reagente no tratamento de efluentes oriundos da lavagem de roupas, sendo este o foco da parte experimental do presente trabalho.

## 4. EXPERIMENTAL

### 4.1. Efluente

O efluente estudado foi proveniente de uma lavanderia industrial, Lavanderia Expressa S.A., que atua no setor de lavagem de roupas domésticas e industriais no município de Passo Fundo, RS. As principais operações realizadas por essa lavanderia são: lavagem, desengomagem, desbotamento, estonagem e amaciamento. Para a caracterização e tratamento dos efluentes foram coletadas amostras no tanque de equalização da estação de tratamento de efluentes da empresa. As amostras foram acondicionadas em recipientes plásticos e transportadas chegando ao laboratório no máximo 24 horas após a coleta, sendo armazenadas para estudos a 5°C por um período não superior a cinco dias.

### 4.2. Reagentes

Todos os reagentes empregados no presente trabalho foram de qualidade comercial. As especificações, de acordo com os fabricantes, estão descritas na Tabela 10.

Tabela 10. Especificação dos reagentes empregados na pesquisa.

Reagente	Especificações
Soda cáustica NaOH	Alcalinidade total: > 49 % NaOH Cloretos: < 1,1 % NaCl, Ferro: < 5,0 ppm Peso específico (15,5°C): 1,52 g/cm <sup>3</sup>
Ácido clorídrico HCl	Acidez: > 32 % HCl Cloro livre: < 5,0 ppm Peso específico (15,5°C): 1,15 g/cm <sup>3</sup> Ferro: < 5,0 ppm
Sulfato de alumínio Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> : 16 - 17 %, Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> : < 0,08 % Insolúveis: < 1,00 % pH (10% - 20°C): 1,9 – 2,1
Nalclear 8173 Pulv Fornecedor: Ondeo Nalco do Brasil	Aparência: pó branco Composição química: poliacrilamida aniônica
Nalclear 8170 Pulv Fornecedor: Ondeo Nalco do Brasil	Aparência: pó branco Composição química: poliacrilamida não iônica
Optimer 8110 Pulv Fornecedor: Ondeo Nalco do Brasil	Aparência: pó branco Composição química: poliacrilamida catiônica
Tanino catiônico – Tanfloc SG Fornecedor: Tanac S.A.	Teor de sólidos: 30 – 33 % Viscosidade (Ford 4): < 50 s Peso específico (23°C): 1,15 g/cm <sup>3</sup> pH (xarope): 1,7 a 2,3
Carvão ativado Fornecedor: Indústrias Químicas Carbomafra S.A.	Aparência: pó fino preto pH ( 10% - 25°C): 5,0 a 10,0 Dens. Aparente: 0,25 – 0,65 g/cm <sup>3</sup> Área Superficial: 600 – 1200 m <sup>2</sup> /g

### 4.3. Análises

As análises realizadas, para caracterizar os efluentes gerados e a qualidade da água antes e após o tratamento, foram: pH, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, turbidez, cor Hazen, demanda química de oxigênio, tensão superficial, surfactantes, cloretos, sulfatos, compostos fenólicos, toxicidade aguda com a *Daphnia similis* Claus e toxicidade aguda com o peixe *Pimephales promelas*.

Todas as análises físico-químicas, com exceção de fenóis, seguiram os procedimentos do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA 1995). Cor, turbidez, pH e tensão superficial foram medidos, respectivamente, em um espectrofotômetro Merck SQ 118, um turbidímetro Policontrol modelo AP 1000 II, um pH metro digital modelo DM 20 e um tensiômetro Kruss K6.

As análises de compostos fenólicos foram realizadas em alíquotas de amostra de 1 litro pelo método EPA 8270C (EPA, 1996). O método abrange a análise dos seguintes compostos: 2-clorofenol; 2-metilfenol; 2-nitrofenol; 2,3,4,6 – tetraclorofenol; 2,4 – diclorofenol; 2,4 – dimetilfenol; 2,4 – dinitrofenol; 2,4,5 – triclorofenol; 2,4,6 – triclorofenol; 2,6 – diclorofenol; 4 – cloro 3- metilfenol; 4 – metilfenol; 4 – nitrofenol; 4,6 – dinitro-o-cresol, ácido benzóico, fenol, pentaclorofenol. O procedimento consistiu na extração ácida e adição de 2,4,6 tribromofenol e posterior extração por solvente (diclorometano). O extrato foi percolado em uma coluna de sulfato de sódio e depois seu volume foi reduzido em evaporador rotatório a 50°C evitando usar pressão. Após a evaporação, o composto foi levado a secura com fluxo brando de nitrogênio. A ressuspensão do extrato foi feita com 2-propanol e posteriormente realizou-se a análise por cromatografia gasosa em equipamento GC-14B, detector ECD coluna OV-17, com rampa de aquecimento de: 80°C (1,5 min); 6°C/min até 230°C e 10°C/min até 275°C (4,5 min), sendo a temperatura de detecção 300°C. Esta análise foi realizada na BioEnsaio Análises e Consultoria Ambiental S/C Ltda, localizada em Viamão – RS.

Medidas do potencial zeta do material suspenso no efluente e após a coagulação com tanino foram efetuados em função do pH em um Potenciômetro Zeta Plus-Brookhaven Instruments Corporation, mantendo uma força iônica do sistema constante em  $1 \times 10^{-4}$  M com cloreto de potássio-KCl (HUNTER, 1981).

Realizaram-se medidas de toxicidade aguda para microcústáceos com a *Daphnia similis* e toxicidade aguda para peixes com a *Pimephales promelas* (ABNT, 1993a; ABNT 1993b). Esses ensaios foram realizados na Bioensaios Análises e Consultoria Ambiental S/C Ltda, localizada em Viamão – RS.

O teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus avaliou os efeitos tóxicos imediatos de uma amostra sobre a mobilidade desta espécie de microcrustáceo e seguiu o procedimento da NBR 12713 (ABNT, 1993a). É um teste cuja exposição dos organismos a uma série de diluições da amostra tem duração de 48 horas. O teste é executado em sistema estático, sem troca de soluções. Durante o ensaio, os organismos não são alimentados. O efeito sobre os organismos é expresso pela perda da mobilidade. O resultado é calculado por procedimento estatístico e representado pela concentração de efeito a 50% da população (EC-50-48h). O valor inverso da maior concentração teste que não causa efeito nenhum sobre os organismos é denominado de fator de diluição (FD-48h) e representa a diluição que a amostra precisa sofrer para deixar de causar efeitos tóxicos agudos. Segundo a norma, os resultados obtidos através do EC-50 podem ser traduzidos da seguinte maneira:

**CE50 < 25 % - extremamente tóxica**

**CE50 25-50 % - altamente tóxica**

**CE50 50-65 % - medianamente tóxica**

**CE50 > 65% - pouco tóxica**

O teste de toxicidade aguda com *Pimephales promelas* avaliou os efeitos tóxicos imediatos de uma amostra sobre a sobrevivência desta espécie de peixe e seguiu o procedimento da NBR 12714 (ABNT, 1993b). É um teste cuja exposição dos organismos a uma série de diluições da amostra tem duração de 96 horas. Durante o ensaio, os organismos não são alimentados. O efeito sobre os organismos é expresso pela morte de peixes. O resultado é calculado por procedimento estatístico e representado pela concentração letal a 50% da população (LC-50-96h). O valor inverso da maior concentração teste que não causa efeito nenhum sobre os organismos, após 48 h de exposição, é denominado de fator de diluição (FD-48h) e representa a diluição que a amostra precisa sofrer para deixar de causar efeitos tóxicos agudos para peixes.

#### **4.4. Ensaios de coagulação/floculação em laboratório**

Os estudos de tratamento do efluente por coagulação-floculação em laboratório foram realizados em um aparelho de “Jar-Test” Turbofloc-Júnior e investigados a concentração de coagulante (sulfato de alumínio comercial e tanino catiônico), tipo e dosagem de poliacrilamida floculante (catiônica, aniônica e não-iônica) e o pH ideal para o processo. Adicionalmente, no mesmo aparelho, foram realizados estudos de heteroagregação de carvão ativado em pó com tanino catiônico e poliacrilamida.

O procedimento experimental consistiu no tratamento de um litro de efluente sob agitação rápida a 120 rpm para homogeneização por 1 minuto após a adição do coagulante seguido pelo carvão ativado (quando empregado), seguida pela adição da poliacrilamida e agitação lenta a 30 rpm por 3 minutos para crescimento dos flocos. . Após o término da etapa de agregação, deixou-se o sistema em repouso por 10 minutos para a sedimentação dos flocos antes da coleta do sobrenadante para análises comparativas.

Em algumas situações, o efluente ficou em repouso durante 1 hora no Cone de Imhoff, para a quantificação do volume de lodo sedimentado. O efluente então passou por um sistema de filtração rápida (filtro de papel com alta taxa de filtração) para a avaliação da massa de lodo gerado e o filtrado foi encaminhado para análise química.

#### **4.5. Ensaios de coagulação/floculação em planta industrial**

Para confirmação dos resultados em laboratório, conduziram-se estudos na planta industrial da Lavanderia Expressa. O esquema geral da estação de tratamento de efluentes líquidos está apresentado na Figura 8, tendo sido projetado para operar em batelada e levou em conta a possibilidade de expansão das atividades da Empresa. A planta consiste basicamente em uma operação inicial de gradeamento, armazenamento do efluente em um tanque de equalização, sistema de bombeamento para os tanques de coagulação/floculação e leitos para a secagem do lodo. O filtro-prensa indicado na Figura 8. encontra-se atualmente em implantação.

Realizaram-se dois ensaios em cada uma das seguintes condições:

- tratamento do efluente com sulfato de alumínio e poliacrilamida catiônica (Tratamentos 1 e 2);
- tratamento do efluente com tanino catiônico e poliacrilamida aniônica (Tratamentos 3 e 4);
- tratamento do efluente com carvão ativado em pó, tanino catiônico e poliacrilamida aniônica (Tratamentos 5 e 6).

O tratamento do efluente seguiu as seguintes etapas:

- Ajuste de pH para 7,5 com ácido clorídrico 33% e ajuste nos tratamentos 3, 4, 5 e 6;
- Aplicação do coagulante tanino catiônico seguido pelo carvão ativado (quando empregado), sob agitação(120 rpm), adição do coagulante sulfato de alumínio;
- Ajuste de pH para 7,5 com soda cáustica 50% nos tratamentos 1 e 2;
- Agitação mantida em 120 rpm por 3 minutos para homogeneização dos reagentes, sendo posteriormente adicionada a poliacrilamida (catiônica nos tratamentos 1 e 2 ; aniônica nos tratamentos 3,4,5 e 6);
- Agitação lenta 30 rpm por 5 minutos adicionais para crescimento dos flocos;
- Repouso por 1 hora para sedimentação.

A eficiência do processo foi avaliada pelos seguintes parâmetros de qualidade de água: pH, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, turbidez, demanda química de oxigênio, tensão superficial, surfactantes.

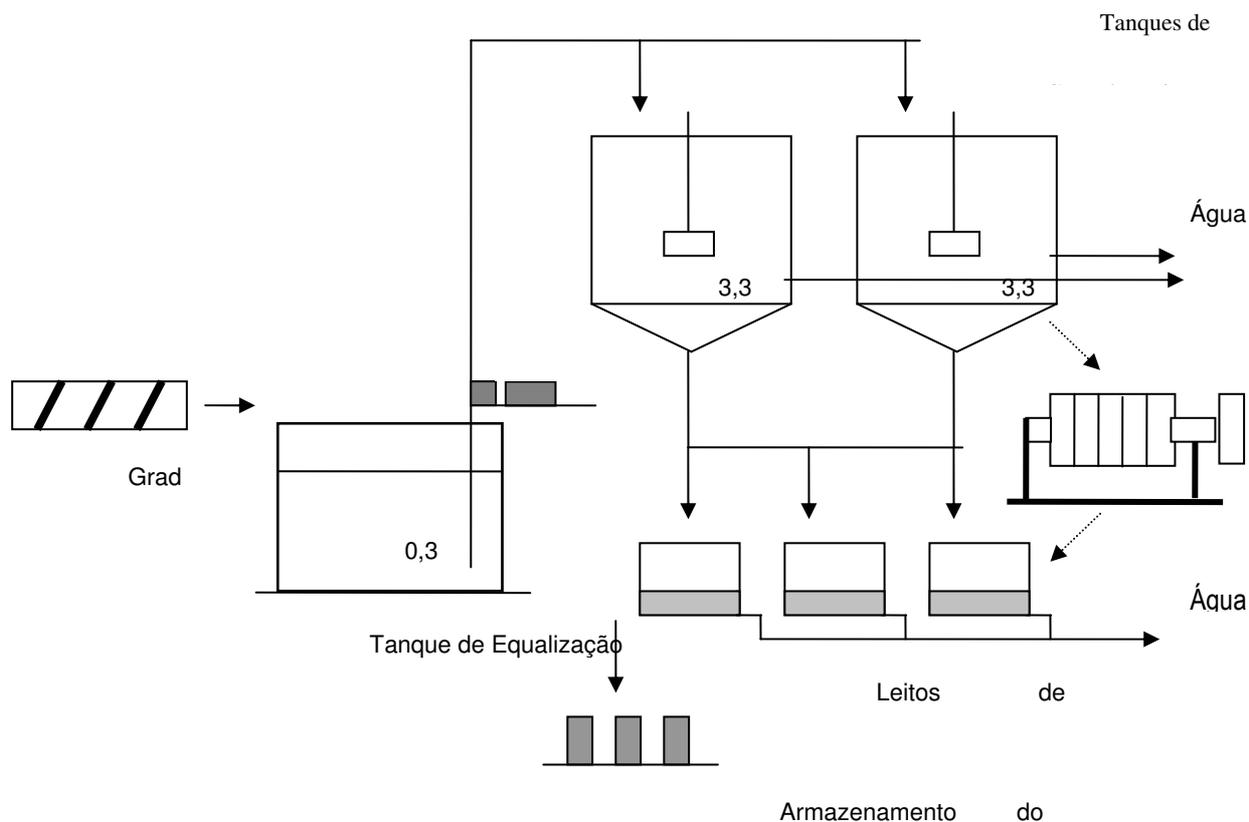


Figura 8. Esquema Geral da Estação de Tratamento de Efluentes da Lavanderia Expressa.

#### 4.6. Caracterização do Lodo Gerado

Durante os ensaios em escala industrial os lodos gerados foram recolhidos e desidratados em um leito de secagem.

Os lodos secos gerados nas diferentes propostas de tratamento investigadas foram caracterizados em termos de sua periculosidade seguindo a normas NBR 10.004, NBR 10.005 e NBR 10.006 (ABNT, 1987). Essas análises foram realizadas pela Empresa Pró-Ambiente.

Realizaram-se também a análise termogravimétrica (ATG) e termodiferencial (ATD) em uma termobalança Marca Harrop modelo ST-736 com taxa de aquecimento de 10°C/min em atmosfera de ar (com presença de O<sub>2</sub>).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Características do Efluente Bruto

A caracterização do efluente bruto seguiu os padrões descritos no item 4.3. e os resultados obtidos em duas amostras coletadas podem ser vistos na Tabela 11. Observa-se que o efluente em estudo apresenta pH neutro a alcalino, sólidos em suspensão, carga orgânica moderada e baixa tensão superficial. Os poluentes presentes no efluente devem-se aos insumos empregados na lavagem de roupas (sabões, detergentes, amaciantes, etc), fibras de tecidos, corantes desprendidos e às sujeiras liberadas durante o processo de lavagem.

Tabela 11. Características de duas amostras do efluente bruto da lavanderia industrial.

Parâmetro	Amostra 1	Amostra 2	Valores exigidos pela FEPAM
pH	9,3	7,4	entre 6,0 e 8,5
Cor (Hazen)	300	350	-
Sólidos Sedimentáveis (mg L <sup>-1</sup> )	2,0	7,0	inferior a 1 mL L <sup>-1</sup>
Sólidos Suspensos (mg L <sup>-1</sup> )	89	130	inferior a 200 mg L <sup>-1</sup>
Turbidez (NTU)	108	175	-
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	651	666	inferior a 450 mg L <sup>-1</sup>
Surfactantes (mg L <sup>-1</sup> )	31	25	inferior a 2,0 mg L <sup>-1</sup>
Tensão Superficial (N m <sup>-1</sup> )	40	23	-

Dentro dos valores exigidos para emissão em corpos d'água do Rio Grande do Sul, o efluente não atende aos critérios de pH, sólidos sedimentáveis, DQO e surfactantes. Se comparados os parâmetros de qualidade do efluente bruto com os referidos pela literatura (UNISUL, 1998; GE et al, 2004) para lavanderias (Tabela 1), verifica-se que os mesmos estão enquadrados dentro do esperado para este tipo de despejo.

## 5.2. Definição das Dosagens de Reagentes

Um exemplo da remoção da turbidez em função de incrementos da dosagem de tanino catiônico e de sulfato de alumínio (coagulante tradicionalmente empregado no setor e nesse trabalho empregado como reagente de referência) em pH 7,0 é mostrado na Figura 9. Pode-se observar que, na amostra estudada, bons resultados de remoção ocorrem em dosagens de tanino maiores que  $166 \text{ mg.L}^{-1}$  (base seca) ou  $500 \text{ mg L}^{-1}$  da suspensão vendida comercialmente. Verifica-se também o efeito da dosagem de sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) no sistema, na qual necessita concentrações superiores a  $400 \text{ mg L}^{-1}$  para promover a coagulação. Esses valores demonstram que, em base seca, as dosagens necessárias de sulfato de alumínio são maiores do que as requeridas para o coagulante à base de tanino.

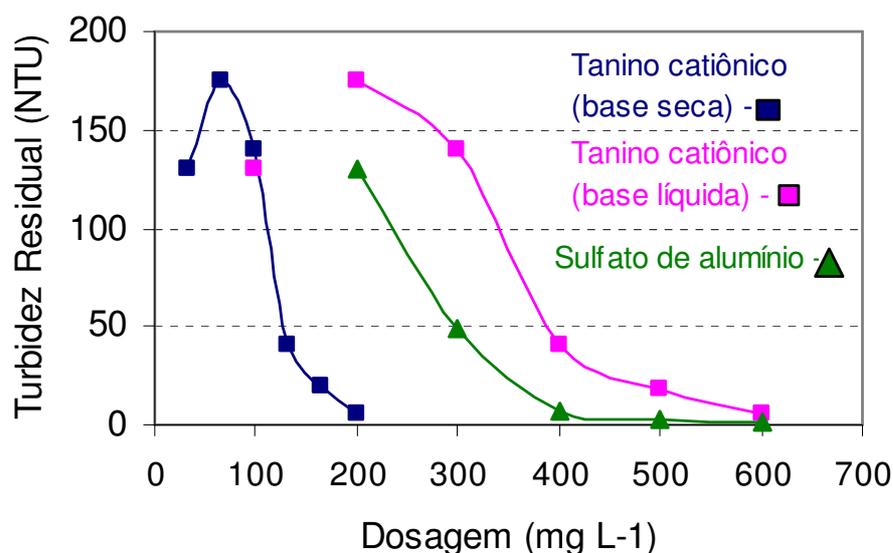


Figura 9. Efeito da dosagem de tanino catiônico e sulfato de alumínio na turbidez residual em uma amostra do efluente da lavagem industrial de roupas em pH 7,0 +/- 0,1.

A Figura 10 mostra o efeito do pH sobre a turbidez residual na coagulação feita com tanino catiônico e sulfato de alumínio. Pode-se notar que, dentro da faixa estudada, bons resultados são obtidos entre pH 5,5 e 7,0, para ambos reagentes, porém com uma leve tendência de melhora para valores de pH mais baixos.

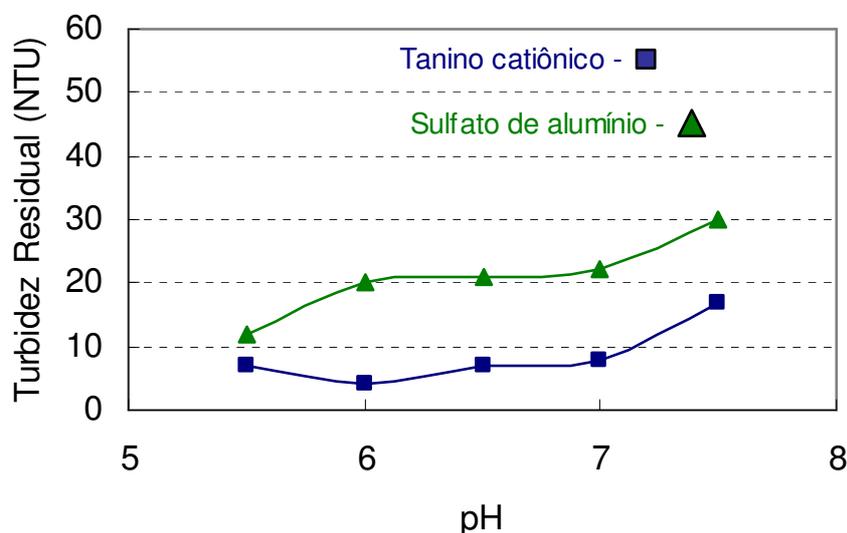


Figura 10. Efeito do pH do meio na coagulação com  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e com  $600 \text{ mg L}^{-1}$  sulfato de alumínio.

Isso pode ser explicado em função do potencial zeta das partículas presentes no efluente industrial (Figura 11), que apresentam ponto de carga zero em pH 2,0 e vão se tornando cada vez mais eletronegativas com o aumento do pH, dificultando a neutralização de cargas pelos coagulantes. A mesma Figura apresenta o potencial zeta das partículas coaguladas com o tanino catiônico a uma dosagem de  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca), mostrando que a adsorção desse coagulante nas partículas reverte a carga das partículas, tornando-as positivamente carregadas até pH 8,0. A análise do potencial zeta na presença de sulfato de alumínio não pôde ser realizada, pois os coágulos formados foram extremamente grandes, o que impediu a leitura da mobilidade eletroforética dos mesmos no equipamento.

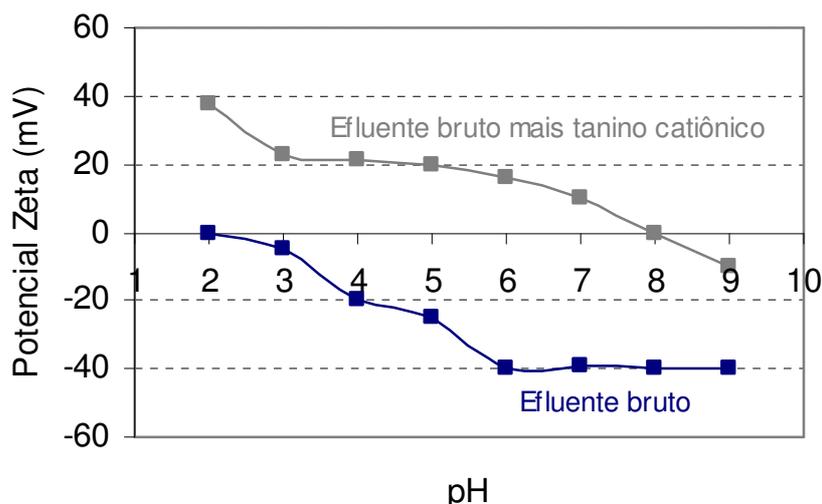


Figura 11. Efeito do pH do meio no potencial zeta das partículas suspensas do efluente bruto e após a adição de  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico.

A Tabela 12 apresenta os resultados da qualidade dos flocos alcançada com o uso de tanino catiônico e três poliacrilamidas floculantes. Os melhores flocos, tanto em resistência mecânica às condições hidráulicas como no tamanho, foram obtidos com a poliacrilamida aniônica. Isso pode ser explicado pelo fato de que as partículas suspensas coaguladas com tanino catiônico apresentam carga positiva em pH 7,0 (Figura 11), favorecendo a adsorção do poliacrilamida aniônica. Estudos realizados pela TANAC (2003) também demonstraram que as poliacrilamidas aniônicas têm se mostrados melhores floculantes para sistemas coagulados com taninos catiônicos, como, por exemplo, no tratamento de efluentes da indústria petroquímica e do setor coureiro-calçadista. A mesma Tabela apresenta os resultados obtidos na floculação dos coágulos obtidos com sulfato de alumínio, onde os melhores flocos foram obtidos com o a poliacrilamida catiônica.

Tabela 12. Resultados da floculação com diferentes poliacrilamidas após a adição do coagulante tanino catiônico e do coagulante sulfato de alumínio.

Coagulante	Polímero floculante	Características dos Flocos	Sobrenadante
Tanino Catiônico ( $166 \text{ mg L}^{-1}$ b. seca) pH 7,0 +/- 0,1	Poliacrilamida catiônica ( $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ )	Médios	Turvo
	Poliacrilamida aniônica ( $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ )	Grandes	Límpido
	Poliacrilamida não iônica ( $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ )	Pequenos/ Dispersos	Turvo
Sulfato de alumínio ( $400 \text{ mg L}^{-1}$ ) pH 7,0 +/- 0,1	Poliacrilamida catiônica ( $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ )	Grandes	Límpido
	Poliacrilamida aniônica ( $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ )	Médios	Límpido
	Poliacrilamida não iônica ( $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ )	Pequenos/ Dispersos	Turvo

Após a etapa de coagulação-floculação, verificou-se que o efluente, quando agitado, produzia espuma. Uma etapa complementar de tratamento seria necessária para aumentar a tensão superficial, onde optou-se pela adsorção com carvão ativado. Estudos prévios realizados por MENEZES et al (2004) indicavam que o carvão ativado é um bom adsorvente para surfactantes de lavanderia, e que a forma em pó apresentava melhores resultados do que o carvão ativado granulado. Assim, a Figura 12 apresenta o efeito da adição de carvão ativado na tensão superficial em um efluente previamente tratado com tanino catiônico e poliacrilamida aniônica. Pode-se observar que dosagens de no mínimo  $2 \text{ g L}^{-1}$  são necessárias para que a tensão superficial aumente para os níveis da água pura que é da ordem de  $72,6 \text{ mN m}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ .

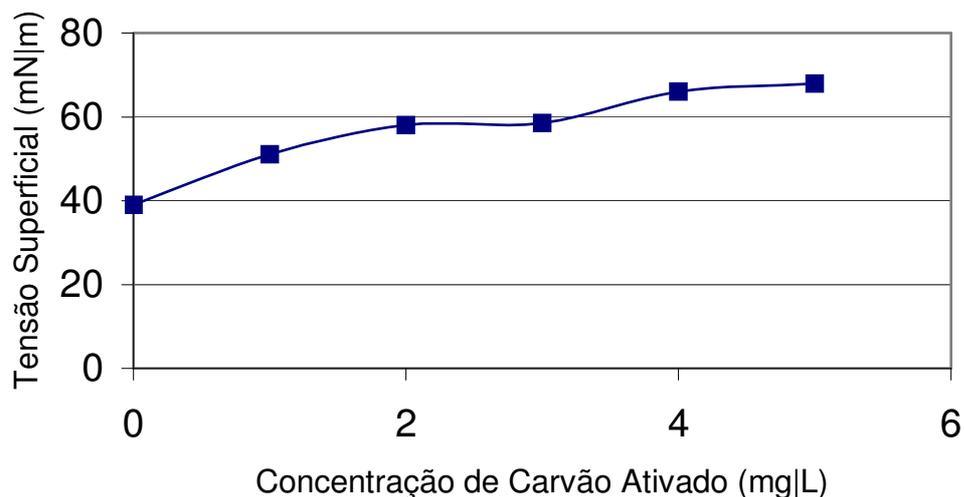


Figura 12. Efeito da adição de carvão ativado em pó (CAP) na tensão superficial da água em um efluente previamente tratado com  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliacrilamida aniônica.

Após a avaliação das dosagens requeridas, decidiu-se então realizar um estudo detalhado das características do efluente tratado em laboratório nas seguintes condições:

- coagulação/floculação com sulfato de alumínio e poliacrilamida catiônica (processo convencional e empregado como referência);
- coagulação/floculação com tanino catiônico e poliacrilamida aniônica;
- adsorção/coagulação/floculação (heteroagregação) com carvão ativado, tanino catiônico e poliacrilamida aniônica.

Optou-se pelo uso do carvão ativado em pó para a heteroagregação em função de permitir o uso do carvão ativado juntamente com os agentes coagulantes em uma única operação, possibilitando os mecanismos de adsorção e coagulação/floculação em uma única etapa, sendo compatível com a atual estrutura de tratamento da lavanderia parceira no projeto.

### 5.3. Tratamento do Efluente em Escala de Laboratório

A Tabela 13 mostra os resultados do tratamento do efluente empregando coagulação/floculação com sulfato de alumínio e poliacrilamida catiônica, coagulação/floculação com tanino catiônico e poliacrilamida aniônica e adsorção/coagulação/floculação com CAP, tanino catiônico e poliacrilamida aniônica. As análises realizadas foram: pH, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, turbidez, cor, DQO, surfactantes, tensão superficial, cloretos, sulfatos, compostos fenólicos, toxicidade aguda com *Daphnia similis* e toxicidade aguda com *Pimephales promelas*. A Tabela também apresenta a massa de lodo gerado e o volume de lodo sedimentado no Cone de Imhoff após uma hora de repouso. As dosagens aplicadas e detalhadas também na Tabela 13 promoveram uma eficiente coagulação das partículas suspensas, obtendo um alto grau remoção das impurezas com a consequente clarificação da água.

O tratamento por coagulação/floculação usando o tanino catiônico como agente coagulante permitiu remover os sólidos suspensos, uma fração considerável da carga orgânica e de surfactantes. A DQO baixou de 666,4 mg L<sup>-1</sup> para 105,8 mg L<sup>-1</sup> e a concentração de surfactantes de 34,2 mg L<sup>-1</sup> para 6,2 mg L<sup>-1</sup>. Apesar da redução da concentração de surfactantes, a tensão superficial do sistema que era de 22,8 mN m<sup>-1</sup> ficou ainda em 31,8 mN m<sup>-1</sup>, muito distante da tensão superficial da água que é de 72,6 mN m<sup>-1</sup>. Nestas condições, em termos da legislação vigente, o efluente não atende somente ao padrão referente ao lançamento de surfactantes, que é de 2 mg L<sup>-1</sup>. Os ensaios ecotoxicológicos com a *Daphnia similis* indicam que efluente bruto, com EC-50 de 5,2 e considerado extremamente tóxico, passa para um EC-50 de 81,0 sendo classificado como pouco tóxico. Para o peixe *Pimephales promelas* o efluente bruto apresentava um LC-50 de 4,4, passando para um LC-50 de 19,0. Outro aspecto avaliado foi a presença de agentes fenólicos, clorados e não clorados no sistema. As análises por cromatografia gasosa não indicaram a presença de qualquer dos itens listados na sessão 4.3.

Comparado com o tratamento com sulfato de alumínio, pode-se observar que os valores obtidos em relação aos parâmetros sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, DQO, surfactantes, tensão superficial e ensaios toxicológicos foram bastante semelhantes. Entretanto, o efluente tratado com tanino apresentou uma menor concentração de sulfatos, e uma menor massa e volume de lodo gerado. Ainda, verificou-se que o pH tem menores alterações, mesmo que o ajuste de pH seja uma operação simples, demanda tempo na operação de uma estação de tratamento de efluentes.

Tabela 13. Resultados dos ensaios em laboratório por coagulação/floculação com 800 mg L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio e 2 mg L<sup>-1</sup> de poliácridamida catiônica; coagulação/floculação com 166 mg L<sup>-1</sup>(base seca) de tanino catiônico e 2 mg L<sup>-1</sup> de poliácridamida aniônica; e adsorção/coagulação/ floculação com 2 g L<sup>-1</sup> de CAP, 166 mg L<sup>-1</sup>(base seca) de tanino catiônico e 2 mg L<sup>-1</sup> de poliácridamida aniônica.

Parâmetro	Efluente	Sulfato Al	Tanino	CAP/Tan	Legislação
	Bruto	Floc.	Floc.	Floc.	
<b>Sobrenadante</b>					
pH	7,4	6,8	7,2	7,3	entre 6,0 e 8,5
Sólidos Sed. (mL L <sup>-1</sup> )	4,0	0,0	0,0	0,0	inf. a 1 mL L <sup>-1</sup>
Sólidos Susp. (mg L <sup>-1</sup> )	122,0	0,2	0,4	1,2	inf. a 200 mg L <sup>-1</sup>
Turbidez (NTU)	175	6,6	7,3	4,5	-
Cor (Hazen)	320	52	60	2	-
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	666,4	117,6	105,8	82,3	inf. a 450 mg L <sup>-1</sup>
Surfactantes (mg L <sup>-1</sup> )	34,2	6,4	6,2	1,7	inf. a 2 mg L <sup>-1</sup>
Tensão Sup. (mN m <sup>-1</sup> )	22,8	30,9	31,8	43,6	-
Cloretos (mg L <sup>-1</sup> )	-	167	93	99	-
Sulfatos (mg L <sup>-1</sup> )	-	475	198	223	-
Compostos fenólicos	-	-	ND	ND	-
TA <i>Daphnia s.</i> (EC-50-48h, %)	5,2	83,0	81,0	> 100,0	-
TA <i>Daphnia s.</i> (FD-48h)	64	4	2	1	-
TA <i>Pimephales p.</i> (LC-50-96h, %)	4,4	34,6	19,0	70,0	-
TA <i>Pimephales p.</i> (FD-48h)	32	8	8	2	-
<b>Lodo</b>					
Volume no C. de Imhoff (mL L <sup>-1</sup> )	4	200	130	70	-
Massa de lodo gerado (g L <sup>-1</sup> )	Traços	0,30	0,2	2,2	-

O tratamento do efluente também foi realizado por heteroagregação entre carvão ativado, tanino catiônico e poliacrilamida. Nessa condição foi possível remover os sólidos suspensos a níveis mais significativos de carga orgânica e de surfactantes. A DQO baixou de 666,4 mg L<sup>-1</sup> baixou para 82,3 mg L<sup>-1</sup> e a concentração de surfactantes de 34,2 mg L<sup>-1</sup> para 1,7 mg L<sup>-1</sup>. A tensão superficial do sistema de 22,8 mN m<sup>-1</sup> subiu para 43,6 mN m<sup>-1</sup>. Nestas condições, foi possível atender a todos os padrões da legislação vigente. Os ensaios ecotoxicológicos com a *Daphnia similis* indicam que efluente bruto, com EC-50 de 5,2 e considerado extremamente tóxico, passa para um EC-50 superior a 100,0, não sendo mais tóxico para esta espécie de microcrustáceo. Para o peixe *Pimephales promelas*, o efluente bruto apresentava um LC-50 de 4,4, passando para um LC-50 de 70,0, melhorando também bastante o caráter tóxico para peixes. A presença de agentes fenólicos, clorados e não clorados, não foi detectada no sistema.

Deve-se observar que os surfactantes têm se mostrado como os componentes de mais difícil remoção no tratamento de efluentes de lavanderias. No presente trabalho, a remoção desejada (abaixo de 2 mg L<sup>-1</sup>) foi somente alcançada após a adição de carvão ativado em pó a uma concentração de 2 g L<sup>-1</sup> (ou 2 kg por metros cúbicos de efluente), um valor bastante alto. Mesmo a aplicação de novos processos, como a eletrocoagulação-eletroflotação, que reúne mecanismos como a eletrocoagulação, eletroflotação e eletroxidação não promove a remoção completa dos surfactantes, ficando em níveis da ordem de 5,8 a 11,2 mg L<sup>-1</sup> (GE et al, 2004).

É interessante observar que, a adição de carvão ativado em pó, apesar de aumentar bastante a massa de lodo gerado bem como onerar economicamente o processo (vide sessão 5.5), proporciona um volume de lodo menor no processo de tratamento vide (Tabela 13 e Figuras 13c e 13d). Isso pode ser explicado pelo fato das partículas de carvão ativado aumentarem o peso dos flocos, compactando-os e proporcionando um descarte de lodo com menor teor de água.



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 13. (a) Efluente bruto. (b) Efluente após coagulação/floculação com  $800 \text{ mg L}^{-1}$  sulfato de alumínio e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliacrilamida catiônica. (c) Efluente após coagulação/floculação com  $166 \text{ mg L}^{-1}$ (base seca) tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliacrilamida aniônica. (d) Efluente após ensaio de adsorção/coagulação/floculação com  $2 \text{ g L}^{-1}$  de CAP,  $166 \text{ mg L}^{-1}$ (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliacrilamida aniônica

#### 5.4. Tratamento do Efluente em Escala Industrial

Com o objetivo de confirmar os resultados obtidos em laboratório, ampliá-los e determinar os custos de tratamento foram conduzidos ensaios em escala industrial na Empresa Lavanderia Expressa, localizada no município de Passo Fundo – RS. As condições empregadas nos ensaios foram definidas através dos ensaios de laboratório e ensaios de “Jar-Test” realizados no local.

As Tabelas 14, 15 e 16 apresentam os resultados dos ensaios realizados com sulfato de alumínio/floculante, tanino/floculante, e CAP/tanino/floculante onde se analisaram os seguintes parâmetros físico-químicos: pH, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, turbidez, DQO, tensão superficial e surfactantes. Para cada condição estabelecida, foram realizados dois testes.

Pode-se observar que os resultados obtidos na planta industrial confirmam os resultados alcançados em laboratório. O efluente tratado por coagulação-floculação, tanto com tanino como com sulfato de alumínio, melhoram bastante as condições do efluente, porém não removem os surfactantes presentes no meio. A adição de carvão ativado em pó é fundamental para que os agentes tensoativos sejam removidos.

Tabela 14 Análises físico-químicas do efluente tratado por coagulação/floculação com 800 mg L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio e 2 mg L<sup>-1</sup> de poliacrilamida catiônica.

Parâmetro	Efluente Bruto	Tratamento 1	Tratamento 2	Valores exigidos pela FEPAM
pH	8,5	6,3	6,3	entre 6,0 e 8,5
Sólidos Sed. (mL L <sup>-1</sup> )	2,8	0,0	0,0	inferior a 1 mL L <sup>-1</sup>
Sólidos Susp. (mg L <sup>-1</sup> )	61,8	8,0	11,0	inferior a 200 mg L <sup>-1</sup>
Turbidez (NTU)	126,5	0,5	0,5	-
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	715,1	116,5	81,5	inferior a 450 mg L <sup>-1</sup>
Tensão Sup. (mN m <sup>-1</sup> )	33,0	40	48	-
Surfactantes (mg L <sup>-1</sup> )	39,3	7,9	5,9	inferior a 2 mg L <sup>-1</sup>

Tabela 15. Análises físico-químicas do efluente tratado por coagulação/floculação com 166 mg L<sup>-1</sup>(base seca) de tanino catiônico e 2 mg L<sup>-1</sup> de poliacrilamida aniônica.

Parâmetro	Efluente Bruto	Tratamento 3	Tratamento 4	Valores exigidos pela FEPAM
pH	8,4	7,5	7,5	entre 6,0 e 8,5
Sólidos Sed. (mL L <sup>-1</sup> )	3,1	0,0	0,0	inferior a 1 mL L <sup>-1</sup>
Sólidos Susp. (mg L <sup>-1</sup> )	66,6	30,8	20,0	inferior a 200 mg L <sup>-1</sup>
Turbidez (NTU)	100,5	3,6	4,5	-
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	628,0	106,8	117,1	inferior a 450 mg L <sup>-1</sup>
Tensão Sup. (mN m <sup>-1</sup> )	32,5	37,0	40,0	-
Surfactantes (mg L <sup>-1</sup> )	39,5	8,2	3,5	inferior a 2 mg L <sup>-1</sup>

Tabela 16. Análises físico-químicas do efluente tratado por adsorção/coagulação/floculação com 2 g L<sup>-1</sup> de CAP, 166 mg L<sup>-1</sup>(base seca) de tanino catiônico, 2 mg L<sup>-1</sup> de poliacrilamida aniônica.

Parâmetro	Efluente Bruto	Tratamento 5	Tratamento 6	Valores exigidos pela FEPAM
pH	8,4	7,5	7,5	entre 6,0 e 8,5
Sólidos Sed. (mL L <sup>-1</sup> )	3,9	0,0	0,0	inferior a 1 mL L <sup>-1</sup>
Sólidos Susp. (mg L <sup>-1</sup> )	71,3	25,0	27,2	inferior a 200 mg L <sup>-1</sup>
Turbidez (NTU)	108,9	5,0	5,4	-
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	702,7	118,5	119,2	inferior a 450 mg L <sup>-1</sup>
Tensão Sup. (mN m <sup>-1</sup> )	31,0	56,0	66,0	-
Surfactantes (mg L <sup>-1</sup> )	40,8	1,8	2,0	inferior a 2 mg L <sup>-1</sup>

Para complementação dos resultados, coletaram-se também amostras de dois sabões tensoativos usados na lavanderia(pasta Umec e sabão Pré\*) e construiu-se uma correlação entre a tensão superficial e a concentração de surfactantes para soluções de concentração conhecida de ambos os tensoativos. Em função do impacto de cada um dos tensoativos na tensão superficial ser distinto, soluções com 1g L<sup>-1</sup> apresentam concentrações surfactantes de 13,2 mg L<sup>-1</sup>(Pré\*) e 62,0 mg L<sup>-1</sup>(Umec), optou-se por correlacionar na Figura 14. a tensão superficial diretamente com a concentração de surfactantes ao invés da concentração de sabão tensoativo.

A Figura 14 mostra o provável ponto de concentração micelar crítica dos tensoativos. No gráfico estão lançados os pontos do efluente bruto e tratado, onde se verifica que somente o tratamento com carvão ativado/tanino catiônico promove uma efetiva redução da concentração de surfactantes além da concentração micelar crítica.

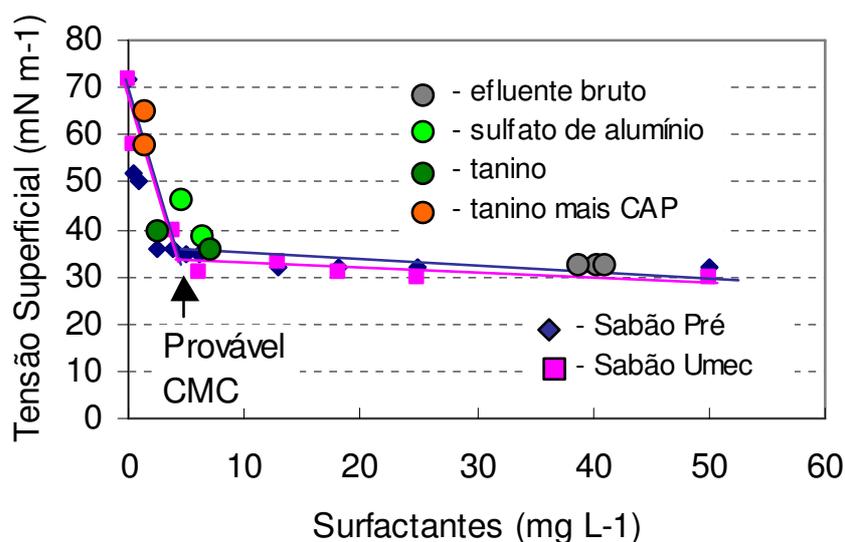


Figura 14. Curva Tensão Superficial x Surfactantes de dois tensoativos comerciais utilizados na lavanderia industrial.

A qualidade da água obtida após o processo de coagulação/floculação ou adsorção/coagulação/floculação talvez fosse suficientemente boa para reciclagem da água na lavanderia para a lavagem de roupas. Porém, a reciclagem pela empresa ainda não é feita, pelo receio de estragar as roupas, limitando-se apenas para a lavagem de pisos. Além do mais, a água da lavanderia é retirada de um poço artesiano, e enquanto uso da água não for cobrado, também não há um incentivo para a reciclagem da água.

## 5.5. Características do Lodo Gerado

Os lodos gerados nos tratamentos em escala industrial foram drenados em filtros de areia e brita revestidos com manta de não-tecido (tecido de polipropileno) e acondicionados em recipientes para transporte e secagem em leitos de areia também revestidos com manta de não-tecido, conforme ilustra a Figura 15.

Com o objetivo de caracterizar o lodo gerado nos tratamentos, foram realizadas análises de acordo com as prescrições da NBR 10.004, 10005 e 10006. As Tabelas 17 e 18 mostram, respectivamente, os resultados obtidos nos ensaios de lixiviação e solubilização, de acordo com as NBR's 10.005 e 10.006, de uma amostra composta do lodo gerado em cada um dos tratamentos do efluente utilizando sulfato de alumínio/floculante, o tanino/floculante e carvão ativado/tanino/floculante respectivamente.

Nos ensaios de lixiviação, em nenhuma das amostras de lodo os limites estabelecidos pela NBR 10.004 foram ultrapassados.

Nos ensaios de solubilização, o lodo proveniente do tratamento com sulfato de alumínio apresentou os parâmetros de dureza, cádmio, chumbo, alumínio, sódio e cloretos acima dos limites máximos estabelecidos pela NBR 10.004, sendo que as amostras de lodo provenientes do tratamento com tanino e carvão ativado/tanino apresentaram somente a concentração de surfactantes acima do limite máximo estabelecido pela NBR 10.004.

A classificação das amostras de lodo segundo NBR 10.04 e as diretrizes estabelecidas pela FEPAM classificam todas as amostras como: Resíduo Classe II - Não Inerte.



Figura 15. Lodo gerado nos ensaios de coagulação/floculação com  $800 \text{ mg L}^{-1}$  de sulfato de alumínio e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliacrilamida catiônica; coagulação/floculação com  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliacrilamida aniônica; e de adsorção/coagulação/floculação com  $2 \text{ g L}^{-1}$  de CAP,  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliacrilamida aniônica.

Tabela 17. Resultados do ensaio de lixiviação do lodo gerado após a coagulação/floculação  $800 \text{ mg L}^{-1}$  de sulfato de alumínio e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliacrilamida catiônica; coagulação/floculação com  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliacrilamida aniônica; e adsorção/coagulação/floculação com  $2 \text{ g L}^{-1}$  de CAP,  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliacrilamida aniônica na estação de tratamento de efluentes da Lavanderia Expressa.

Parâmetro	Sulfato Al	Tanino	Tanino	Limite Máximo (NBR 10.004)
	Poliacrilamida	Poliacrilamida	Poliacrilamida /CAP	
Arsênio ( $\text{mg L}^{-1}$ )	ND	ND	ND	5,0
Bário ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0,696	ND	ND	100,0
Cádmio ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0,005	ND	ND	0,5
Chumbo ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0,030	ND	ND	5,0
Cromo ( $\text{mg L}^{-1}$ )	ND	ND	ND	5,0
Mercúrio ( $\text{mg L}^{-1}$ )	ND	ND	ND	0,1
Fluoreto ( $\text{mg L}^{-1}$ )	< 0,08	ND	ND	150,0
Prata ( $\text{mg L}^{-1}$ )	ND	ND	ND	5,0
Selênio ( $\text{mg L}^{-1}$ )	ND	ND	ND	1,0

Tabela 18. Resultados do ensaio de solubilização do lodo gerado após a coagulação/floculação 800 mg L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio e 2 mg L<sup>-1</sup> de poliacrilamida catiônica; coagulação/floculação com 166 mg L<sup>-1</sup>(base seca) de tanino catiônico e 2 mg L<sup>-1</sup> de poliacrilamida aniônica e adsorção/coagulação/floculação com 2 g L<sup>-1</sup> de CAP, 166 mg L<sup>-1</sup>(base seca) de tanino catiônico e 2 mg L<sup>-1</sup> de poliacrilamida aniônica na estação de tratamento de efluentes da Lavanderia Expressa.

Parâmetro	Sulfato Al	Tanino	Tanino	Limite Máximo (NBR 10.004)
	Poliacrilamida	Poliacrilamida	Poliacrilamida /CAP	
Dureza (mg L <sup>-1</sup> )	826,02	290,2	116,5	500,00
Fenol (mg L <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	0,001
Mercúrio (mg L <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	0,001
Arsênio (mg L <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	0,05
Bário (mg L <sup>-1</sup> )	0,348	ND	ND	1,0
Cádmio (mg L <sup>-1</sup> )	0,008	ND	ND	0,005
Chumbo (mg L <sup>-1</sup> )	0,045	ND	ND	0,05
Cromo (mg L <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	0,05
Alumínio (mg L <sup>-1</sup> )	2,092	ND	ND	0,2
Ferro (mg L <sup>-1</sup> )	0,143	0,20	ND	0,3
Manganês (mg L <sup>-1</sup> )	0,035	0,01	0,96	0,1
Sódio (mg L <sup>-1</sup> )	247,5	31,3	77,0	200,0
Zinco (mg L <sup>-1</sup> )	0,032	ND	ND	5,0
Cobre (mg L <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	1,0
Cianeto (mg L <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	0,1
Fluoreto (mg L <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	1,5
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	2,37	0,31	ND	10,0
Cloreto (mg L <sup>-1</sup> )	631,71	33,0	111,6	250,0
Sulfato (mg L <sup>-1</sup> )	165,66	ND	71,3	400,0
Surfactantes (mg L <sup>-1</sup> )	ND	1,0	0,85	0,2

As Figuras 16, 17 e 18 apresentam os resultados das análises termogravimétrica e termodiferencial realizadas com os diferentes lodos gerados. A perda de massa do lodo proveniente do tratamento com sulfato de alumínio foi de 43 %, enquanto que com tanino foi 85%. Esses resultados indicam que o lodo com tanino apresenta um maior teor de matéria volátil, principalmente matéria orgânica, com uma maior perda de massa após o tratamento térmico.

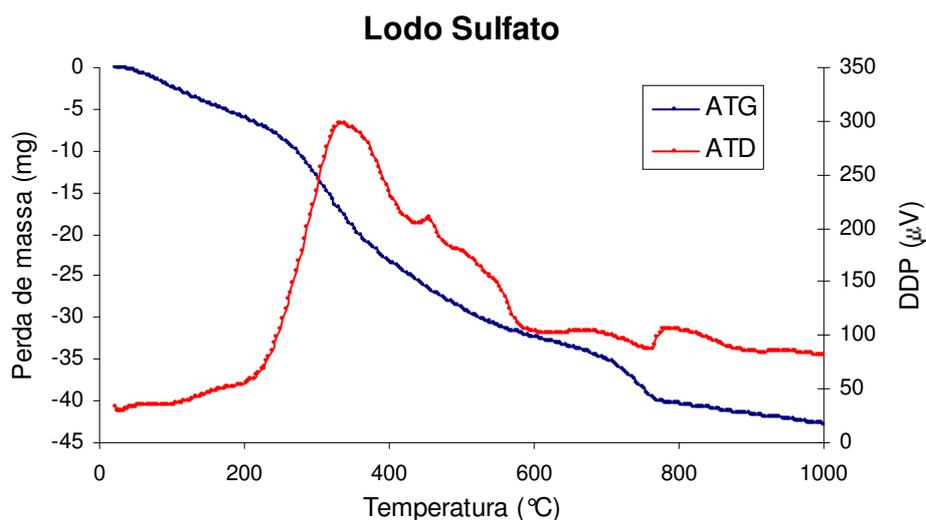


Figura 16. Análise termogravimétrica (ATG) e termodiferencial (ATD) do lodo gerado após o tratamento por coagulação/floculação com  $800 \text{ mg L}^{-1}$  de sulfato de alumínio e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliácridamida catiônica.

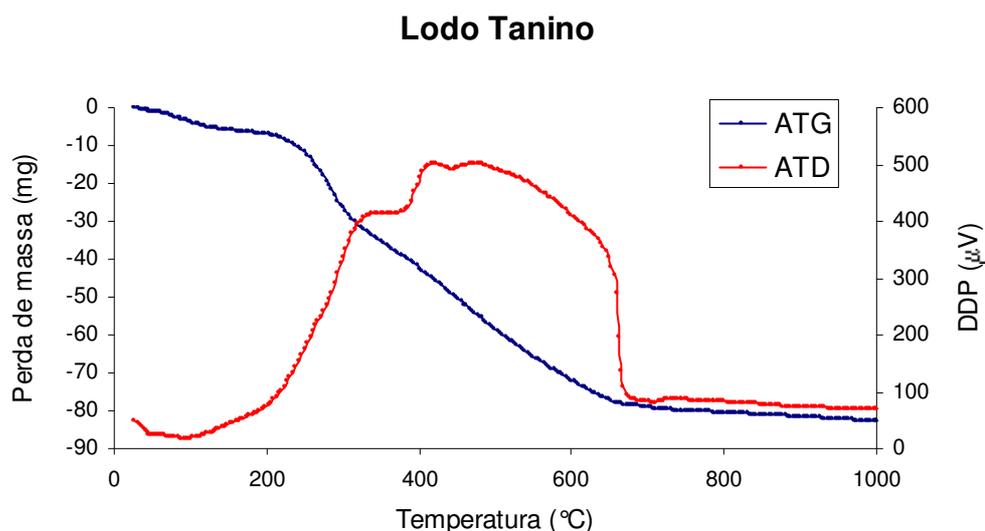


Figura 17. Análise termogravimétrica (ATG) e termodiferencial (ATD) do lodo gerado após o tratamento por coagulação/floculação com  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliácridamida aniônica.

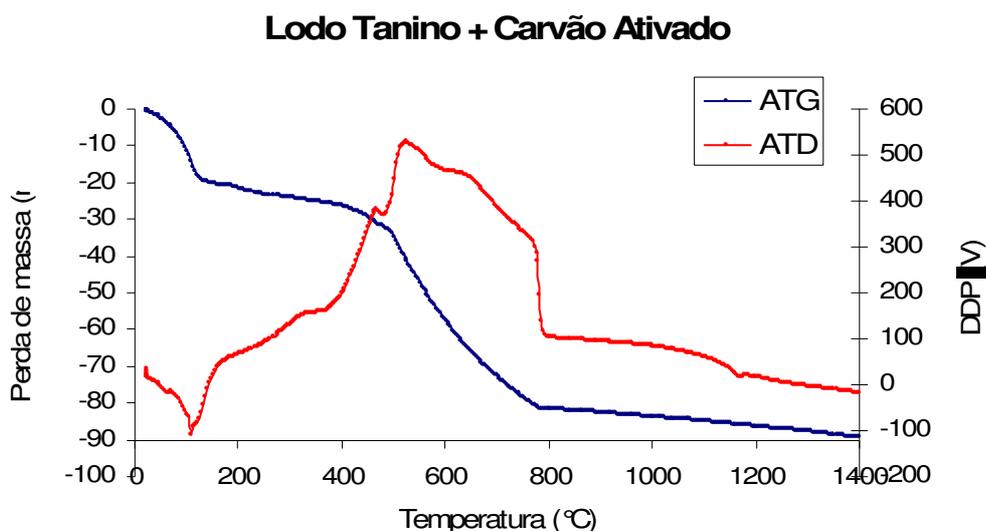


Figura 18. Análise termogravimétrica (ATG) e termodiferencial (ATD) do lodo gerado após o tratamento por adsorção/coagulação/floculação com  $2 \text{ g L}^{-1}$  de CAP,  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de poliacrilamida aniônica.

É importante ressaltar que o uso de sulfato de alumínio como coagulante, gera um lodo de difícil utilização, sendo geralmente encaminhado para aterros de resíduos sólidos industriais. Estudos realizados por PIETROBON et al (2002) com o lodo gerado por uma lavanderia têxtil também demonstraram que o resíduo é classificado como Classe II de acordo com a NBR 10.004. Esses autores estudaram o uso desse resíduo em argamassas e concretos e mostraram que o resíduo nesses materiais pode ser uma possibilidade para o descarte seguro do lodo de estação de tratamento de efluentes de lavanderias.

O lodo com tanino apresenta características bastante peculiares, uma vez que o lodo gerado é de composição orgânica. Estudos de biodegradabilidade foram encaminhados pela TANAC (2003) para avaliar a metabolização do TANFLOC S.G. em solução mineral nutritiva por uma cultura de microrganismos mista de acordo com método "Ready Biodegradability 301 B. CO<sub>2</sub> Evolution Test (OECD 1997). Os resultados mostraram que o

reagente TANFLOC S.G. é biodegradável. Isso indica que esse lodo pode ser eliminado através de processos biológicos de biodigestão, eliminando custos de transporte e disposição para aterros de resíduos industriais. Pesquisa nesse sentido também estão sendo conduzidos por SILVA et al (2004) na Universidade do Vale do Rio dos Sinos

(UNISINOS, RS) com o lodo gerado no tratamento de água de abastecimento público com tanino catiônico.

Ainda, é evidente a partir das análises termogravimétricas que o lodo gerado com o tanino pode ser eliminado através da calcinação. Entretanto, essa alternativa, necessita de estudos mais aprofundados para avaliar a possível formação de compostos voláteis tóxicos no processo térmico.

## 5.6. Comparativo de Custos no Tratamento

Com o objetivo de proporcionar uma visão dos aspectos econômicos envolvidos na substituição do coagulante sulfato de alumínio pelo tanino catiônico foi estabelecido um comparativo de custos de insumos para cada tratamento tomando-se como base as condições ótimas obtidas nos ensaios em escala industrial. A relação completa das dosagens e do preço unitário dos insumos encontra-se na Tabela 19.

Tabela 19. Produtos químicos, dosagens e custos unitários dos reagentes empregados no tratamento do efluente da lavanderia industrial.

Produto Químico	Dosagem g m <sup>-3</sup>	Preço* R\$ kg <sup>-1</sup>
Sulfato de alumínio (pó)	800	1,20
Tanfloc SG (Líquido)**	500	1,80
Cal hidratada	400	0,59
Ácido Clorídrico***	200-400	0,72
Poliacrilamida catiônico Nalco 8589	2	34,10
Poliacrilamida aniônico Nalco 8173	2	27,50
Carvão ativado em pó	2000	1,50

\*Cotações dos fabricantes – base maio 2004

\*\* Tanfloc – tanino catiônico com 33% base seca

\*\*\* Uso eventual para ajuste de pH

A Tabela 20 apresenta os custos com insumos químicos envolvidos no tratamento com sulfato de alumínio, tanino catiônico e considera também os custos adicionais com o uso de carvão ativado.

O primeiro importante aspecto a observar é que o uso de tanino como coagulante permite uma economia no processo de até 25% quando comparado ao sulfato de alumínio. Essa economia deve-se principalmente ao fato de que o tanino não modifica o pH do meio, dispensando o uso de agente regulador de pH. Em menor grau, há também uma economia no preço do coagulante e da poliacrilamida, uma vez que o poliacrilamida aniônica apresenta um custo mais baixo que a poliacrilamida catiônica.

O segundo aspecto a observar é que o uso de carvão ativado no processo, para a remoção dos surfactantes, onera bastante o processo, quadruplicando o custo em insumos no tratamento do efluente.

Tabela 20. Custos dos insumos químicos envolvidos no tratamento do efluente da lavanderia industrial nas diferentes alternativas investigadas.

---

Tratamento com sulfato de alumínio e poliacrilamida catiônica:

$$\text{Custo de sulfato de alumínio: } 800 \text{ g m}^{-3} \times 1,20 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,96 \text{ R\$ m}^{-3}$$

$$\text{Custo de cal: } 400 \text{ g m}^{-3} \times 0,59 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,24 \text{ R\$ m}^{-3}$$

$$\text{Custo de poliacrilamida catiônica: } 2 \text{ g m}^{-3} \times 34,10 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,07 \text{ R\$ m}^{-3}$$

**Custo total de tratamento com sulfato de alumínio: 1,27 R\$ m<sup>-3</sup>**

$$\text{Custo estimado em insumos: } 1,27 \text{ R\$ m}^{-3} \times 20 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1} \times 30 \text{ dias mês}^{-1} = \text{R\$ } 762,00 \text{ mês}^{-1}$$


---

Tratamento com tanino catiônico e poliacrilamida aniônica:

$$\text{Custo do tanino: } 500 \text{ g m}^{-3} \times 1,80 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,90 \text{ R\$ m}^{-3}$$

$$\text{Custo de cal ou ácido: } 0 \text{ g m}^{-3} \times 0,59 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,00 \text{ R\$ m}^{-3}$$

$$\text{Custo de poliacrilamida aniônica: } 2 \text{ g m}^{-3} \times 27,50 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,05 \text{ R\$ m}^{-3}$$

**Custo total de tratamento com tanino: 0,95 R\$ m<sup>-3</sup>**

$$\text{Custo estimado em insumos: } 0,95 \text{ R\$ m}^{-3} \times 20 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1} \times 30 \text{ dias mês}^{-1} = \text{R\$ } 570,00 \text{ mês}^{-1}$$


---

Tratamento com carvão ativado, tanino catiônico e poliacrilamida aniônica:

$$\text{Custo do tanino: } 500 \text{ g m}^{-3} \times 1,80 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,90 \text{ R\$ m}^{-3}$$

$$\text{Custo de cal ou ácido: } 0 \text{ g m}^{-3} \times 0,59 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,00 \text{ R\$ m}^{-3}$$

$$\text{Custo de poliacrilamida aniônica: } 2 \text{ g m}^{-3} \times 27,50 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,05 \text{ R\$ m}^{-3}$$

$$\text{Custo do carvão ativado: } 2000 \text{ g m}^{-3} \times 1,50 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 3,00 \text{ R\$ m}^{-3}$$

**Custo total do tratamento com tanino mais carvão ativado: 3,95 R\$ m<sup>-3</sup>**

$$\text{Custo estimado em insumos: } 3,95 \text{ R\$ m}^{-3} \times 20 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1} \times 30 \text{ dias mês}^{-1} = \text{R\$ } 2.370,00 \text{ mês}^{-1}$$


---

Obs: a estimativa do custo mensal foi realizada adotando uma vazão de 20 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>.

## 6. CONCLUSÕES

As conclusões do presente trabalho são:

- As principais características do efluente gerado na lavanderia industrial são: um pH variando de neutro a levemente alcalino, coloração acizentada a azul-acizentada, presença de sólidos suspensos, carga orgânica moderada e uma alta concentração de surfactantes. Em termos da legislação vigente, o efluente geralmente não atende aos padrões de pH, DQO e surfactantes. Os ensaios ecotoxicológicos indicam que o efluente pode ser considerado extremamente tóxico para o microcrustáceo *Daphnia similis* como para o peixe *Pimephales promelas*.
- O tratamento do efluente pode ser realizado por coagulação-floculação usando o tanino catiônico como agente coagulante em dosagens de  $166 \text{ mg L}^{-1}$  (em base seca) e de  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de uma poliacrilamida aniônica de alto peso molecular na faixa de pH entre 5,5 e 7,5. Nestas condições é possível remover os sólidos suspensos e uma fração considerável, mais de 80% da carga orgânica e de surfactantes. Nestas condições, em termos da legislação vigente, o efluente não atende somente o padrão referente ao lançamento de surfactantes. Os ensaios ecotoxicológicos indicam que efluente passa a ser considerado pouco tóxico para a *Daphnia similis* e ainda tóxico para o peixe *Pimephales promelas*.
- O tratamento do efluente pode ser realizado também pela heteroagregação entre carvão ativado em pó, tanino catiônico e poliacrilamida, onde as dosagens requeridas são  $2 \text{ g/L}$  de carvão ativado,  $166 \text{ mg/L}$  (em base seca) de tanino catiônico e  $2 \text{ mg/L}$  de uma poliacrilamida aniônica de alto peso molecular na faixa de pH entre 5,5 e 7,5. Nestas condições é possível remover os sólidos suspensos e níveis mais significativos de carga orgânica e de surfactantes, atendendo a todos os padrões de lançamento exigidos para este tipo de efluente. Os ensaios ecotoxicológicos indicam que efluente passa a ser considerado não tóxico para a *Daphnia similis* e pouco tóxico para a *Pimephales promelas*.
- O lodo gerado com o uso do tanino catiônico neste tipo de efluente, como agente coagulante é classificado como um resíduo Não Inerte - Classe II conforme a NBR 10.004, unicamente devido ao fato de exceder a concentração de surfactantes no ensaio de solubilização conforme a NBR 10.006. O lodo apresenta ainda um alto

teor de matéria orgânica, o que facilita a sua eliminação por tratamento térmico ou biológico.

- Comparado ao agente coagulante tradicionalmente empregado para tal fim, o sulfato de alumínio, o tanino catiônico apresentou resultados em relação a qualidade do efluente final muito parecidos. Entretanto, podemos citar algumas evidentes vantagens: menor custo, uso de uma matéria prima renovável, menor contribuição de ânions sulfatos ao efluente final, menor geração de massa de lodo e obtenção de um lodo orgânico com maior facilidade de eliminação.
- Esses fatores todos permitem concluir que o tanino catiônico é um coagulante eficiente para o tratamento de efluentes de lavanderias e que a substituição do sulfato de alumínio pelo tanino catiônico contribui para um processo de tratamento de efluentes mais limpo.

## 7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Algumas sugestões para trabalhos futuros são:

- Realização de ensaios em sistemas de tratamento de efluentes contínuos.
- Avaliação do impacto ambiental do lodo gerado comparando-o com os resultados obtidos no tratamento convencional com sulfato de alumínio.
- Estudo de avaliação do tanino catiônico em processos de tratamento de efluentes por flotação.
- Estudo da biodigestão do lodo gerado após o tratamento com tanino.
- Estudo dos impactos ambientais decorrentes da incineração do lodo gerado após o tratamento com tanino.
- Estudos no processo de lavagem visando a redução de surfactantes no efluente gerado, ou utilização de detergentes biodegradáveis para enquadramento do lodo como Classe III – Inerte.
- Estudos de novos coagulantes naturais, ou novas aplicações para seu uso.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. **Resíduos Sólidos - Classificação**. Rio de Janeiro, NBR 10.004, 1987a.

ABNT. **Lixiviação de Resíduos – Procedimento**. Rio de Janeiro, NBR 10.005, 1987b.

ABNT. **Solubilização de Resíduos – Procedimento**. Rio de Janeiro, NBR 10.006, 1987c.

ABNT. **Água – Ensaio de Toxicidade Aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (cladocera, crustácea) – Método de Ensaio**. Rio de Janeiro, NBR 12713, 1993a.

ABNT. **Água – Ensaio de Toxicidade Aguda com Peixes – Parte 1 – Sistema Estático - Método de Ensaio**. Rio de Janeiro, NBR 12714, 1993b.

ADAMSON, A.W. **Physical Chemistry of Surfaces**. New York: John Wiley Sons, Inc. 5<sup>th</sup> Edition, 1992.

**AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA)**. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. **Washington D.C.: APHA-AWWA-WEF, 1995**.

BELAVSKY, E. **O Curtume no Brasil**. Porto Alegre: Editora Globo, 1965

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias**. São Paulo: CETESB, 1993. 764p.

BRATBY, J. **Coagulation and Flocculation: with an Emphasis on Water and Wastewater Treatment**. Croydon: Upland Press, 1980.

CNTL. **Implementação de Programas de Produção Mais Limpa**. Porto Alegre, CNTL/SENAI-RS/UNIDO/UNEP, 2003.42 p.

COELHO, C.; BAASCH, S.; FILHO, F. Estudo de caso: a questão ambiental dentro da indústria têxtil de Santa Catarina. In: 19<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, PR. **CD ROM...** ABES, Rio de Janeiro, 1997.

COSTA, R.H.R.; MARTINS, G.B.H. Práticas limpas aplicadas as indústrias têxteis do Estado de Santa Catarina, Foz do Iguaçu, PR. In: 19<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **CD ROM...** ABES, Rio de Janeiro, 1997.

Da SILVA, F.J.; de SOUZA, L.M.M.; MAGALHÃES, S.L. **Uso Potencial de Biopolímeros de Origem Vegetal na Descolorização de Efluente Têxtil Índigo**, Joinvile, SC. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **CD ROM...** ABES, Rio de Janeiro, 2003.

ECKENFELDER, W.W.Jr.; LANKORD P.W. **Toxicity Reduction in Industrial Effluents** Ed. Van Nostrand Reinhold - NY.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. Rio de Janeiro: ABES, V. 1, 1993.

EPA. **Semi-Volatile Organic Compounds by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS)**. Method 8270C, 1996. 54p.

FEPAM, Fundação Estadual de Proteção ao Meio Ambiente do Rio Grande do Sul – Licença de Operação O 1418/99-DL.

GE, J.; QU, J.; LEI, P.; LIU, H. New bipolar electrocoagulation-electroflotation process for the treatment of laundry wastewater. **Separation Purification Technology**, v.36, p.33-39, 2004.

HOWES, F. N. **Vegetable Tannin Materials**. London, Butterworths Scientific Publications, 1953.

HUNTER, R.J. **Zeta Potential in Colloid Science**. London: Academic Press, 1981.

ISRAELACHVILI, J. **Intermolecular and Surfaces Forces**. London: Academic Press, 2nd Edition, 1992.

KREMMER, F. **The Nalco Water Handbook**. McGraw Hill, 1988.

MELO, G. **Caracterização e Tratamento de Efluentes de uma Lavanderia Industrial**. Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Civil. Universidade de Passo Fundo, 2000. 20p.

MENEGAT, R.; PORTO, M.L.; CARRARO, C.C.; FERNANDES, L.A.D. **Atlas Ambiental de Porto Alegre**. Porto Alegre: UFRGS, PMPA, INPE, 1999.

MENEZES, J.C.S.S.; MACHADO, M.E.; MELO, C.; BUHLER, C.; SCHNEIDER, I.A.H. **Estudo de Alternativas para o Tratamento de Efluentes de Lavanderias Industriais**. In: IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Porto Alegre, RS. CD ROM... Porto Alegre, ABES-RS, 2004

MUGICA, M. G.; OCHOA, J. T. **Los Taninos Vegetales**. Madrid: Instituto Florestal de Investigaciones Y Experiencias, 1969.

NAKANO, Y.; TAKESHITA, K., TSUTSUMI, T. Adsorption mechanisms of hexavalent chromium by redox within condensed tannin gel. **Water Research**, v.35, p.496-500, 2001.

OECD. Organization for Economic Co-Operation and Development. In: OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3. **Degradation and Accumulation; Ready Biodegradability: 301 B CO<sub>2</sub> Evolution Test Adopted on 1992**. Paris: 1997.

O'FLAHERTY, F; REDDY, W.T.; LOLLAR , R. M. **The Chemistry and Technology of Leather - Vol. IV - Evaluation of Leather**. New York: Reinhold Publishing Corporation, 1965.

OZCAR, M.; SENGIL, I.A. Effectiveness of Tannins Obtained from Valonia as a Coagulant Aid for Dewatering of Sludge. **Water Research**. v.34, n.4, p.1407-1412, 2000.

OZCAR, M.; SENGIL, I.A. Enhancing phosphate removal from wastewater by using polyelectrolytes and clay injection. **Journal of Hazardous Materials**, B.100, p. 131-146, 2003a.

OZCAR, M.; SENGIL, I.A. Evaluation of tannin biopolymer as a coagulant aid for coagulation of colloidal particles. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical Eng. Aspects**. v.229, p. 85-96, 2003b.

PAVANELLI, G. **Eficiência de Diferentes Tipos de Coagulantes na Coagulação, Flocculação e Sedimentação de Água com Cor ou Turbidez Elevada**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia da Universidade de São Paulo - São Carlos, 2001. 216p.

PIETROBON, C.L.R.; BITTENCOURT, M.P.; GIMENES, M.L.; BERGAMASCO, R.; COLANZI, J.; PIETROBON, C.E. Estudos preliminares sobre estabilização/solidificação de efluentes líquidos de lavanderias têxtil para reutilização como argamassa de construção

– Exame de caso para Maringá, PR. In: VI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos, Gramado, RS. **CD ROM...** Porto Alegre, ABES-RS, 2002.

RAVINA, L. **Everything you want to know about Coagulation & Flocculation**. Zeta-Meter Inc., 1993.

RODRÍGUEZ, J.F.; QUINTANA, M.B.; SOLIS, C.J.; QUINTAL, I.B.. **Diseño, construcción y operación de una planta para el reciclamiento de aguas de lavandería**. In: <http://www.cepis.org.pe/bvsaidis/aresidua/mexicon/R-0012.pdf>. 2002

RUBIO, J.; SOUZA, M.L.; SMITH, R.W. Overview of Flotation as a Wastewater Treatment Technique. **Minerals Engineering**, v. 15, p.139-155, 2002.

SAKAGUCHI, T.; NAKAJIMA, A. Accumulation of uranium by immobilized persimmon tannin. **Separation Science and Technology**, v.29, p.205-221, 1994.

SILVA, J.; GOMES, L.P.; DECUSATI, O.; LAMB, L.H. Aplicação de floculante vegetal no tratamento de águas – A experiência da TANAC S.A. e a proposta de pesquisa com a UNISINOS. In: IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Porto Alegre, RS. **CD ROM...** Porto Alegre, ABES-RS, 2004.

SILVEIRA, I.C.T.; MONTEGGIA, L.O.; MIRANDA, L.; GRALA, S. Biodegradabilidade anaeróbia e avaliação da toxicidade de efluente de lavanderia hospitalar. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC. **CD ROM...** Rio de Janeiro, ABES, 2003.

TANAC. **Manual Prático para Uso em Estações de Tratamento de Águas de Abastecimento**. 1ª Ed. Montenegro, 2003.

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON F.; STENSEL, H.D. – **Wastewater Engineering Treatment and Reuse** / Metcalf & Eddy – Boston, McGraw Hill, 1819p, 2003

TEPF - Tanning Extract Producers Federation. **A Survey of Modern Vegetable Tannage** England, 1974.

TUNUSSI, J.L.; SOBRINHO, P.A. – Remoção de Cor e Nitrificação de Efluentes de Tinturaria Têxtil Através de Processos Biológicos Anaeróbio-Aeróbio. **Revista Água Latinoamericana**. Novembro/dezembro 2003.

UNISUL. **Diagnóstico dos Recursos Hídricos e Organização dos Agentes da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e do Complexo Lagunar - Vol.2 seção 7.5.4 Lavanderias**, 1998.

Von SPERLING M. - **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Dep. de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 1996. 243p.

WOLLNER, H., J.; KUMIN, V.M.; KAHN, P.A. Clarification by flotation and re-use of laundry waste water. **Sewage and Industrial Wastes**, v.26, n.4, p. 509-519, 1954.

ZHAN, X.M.; ZHAO, X. Mechanism of lead adsorption from aqueous solutions using and adsorbent synthesized from natural condensed tannin. **Water Research**, v.37, p.3905-3912, 2003.