

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS,
METALÚRGICA E DE MATERIAIS (PPGEM)**

**TRATAMENTO E RECICLAGEM DO EFLUENTE
DE UMA LAVANDERIA INDUSTRIAL**

**Jean Carlo Salomé dos Santos Menezes
Mestrado em Engenharia
Área de Concentração: Tecnologia Mineral e Metalurgia Extrativa**

PORTO ALEGRE, RS.

2005

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS, METALÚRGICA
E MATERIAIS (PPGEM)

TRATAMENTO E RECICLAGEM DO EFLUENTE
DE UMA LAVANDERIA INDUSTRIAL

JEAN CARLO SALOMÉ DOS SANTOS MENEZES
Químico

Orientador: Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider

Banca Examinadora:

Dr^a. Cristina Alfama Costa
Prof. Dr^a. Tânia Mara Pizzolato
Prof. Dr^a. Andréa Moura Bernardes

Dissertação de Mestrado como requisito parcial à obtenção do título de mestre em
Engenharia – Área de Concentração Tecnologia Mineral / Metalurgia Extrativa

Porto Alegre, RS.

2005

Este trabalho de Conclusão foi analisado e julgado adequado para a obtenção do título de mestre em ENGENHARIA e aprovado em sua forma final pelo orientador e pelo coordenador do Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, 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

BANCA EXAMINADORA:

Dr^a. Cristina Alfama Costa
CORSAN - Companhia Riograndense de Saneamento

Prof. Dr^a. Tânia Mara Pizzolato
Instituto de Química
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr^a. Andréa Moura Bernardes
Escola de Engenharia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida e por todas as coisas boas que ele nos proporciona.

A Patrícia pelo amor e paciência.

A minha mãe Neuseli pelo apoio em meus estudos.

Aos meus tios Silvío e Elaria pelas muitas ajudas e apoio.

Aos tios Jorge e Ivanete e primos pela ajuda.

A minha sogra Jane e cunhados pelo incentivo.

À Maria Elisabete Machado e Mirne Barth Hahn pelo apoio na pesquisa

Ao colega Rodrigo de Almeida Silva e ao Prof. Carlos Otávio Petter pela ajuda nas análises colorimétricas.

Aos Professores Delton Gobbi e Henrique Pizzo da UPF pela sua valiosa colaboração na realização deste trabalho.

Ao LTM pelas análises realizadas e em especial ao colega e amigo Elvis Carissimi por sua presteza e disponibilidade em ajudar as outras pessoas.

À Lavanderia Expressa pela colaboração durante a realização de nossas pesquisas.

Aos Professores Jorge Rubio e Tânia Pizzolato pelo auxílio no desenvolvimento deste trabalho.

Ao amigo e Professor Ivo André Schneider pela confiança e oportunidade de realizar este trabalho.

Ao CNPq pela bolsa de mestrado e ao auxílio financeiro através do projeto “Tratamento e Reciclagem de Águas em Lavanderias Industriais” (processo 55.0135/2002-2 CT-Hidro) e a UFRGS por utilizar as suas instalações e laboratórios.

Enfim a todos que de alguma forma colaboraram durante a realização desta dissertação.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE QUADROS E TABELAS	IX
LISTA DE ABREVIATURAS	XI
RESUMO	XII
ABSTRACT	XII
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. Efluentes em lavanderias industriais	5
3.1.1. Características dos efluentes de lavanderias	6
3.1.2. Tratamento e reciclagem de efluentes de lavanderias	10
3.2. Fundamentos gerais dos processos físico-químicos de tratamento de efluentes	16
3.2.1. Sistemas coloidais	16
3.2.2. Modelo da dupla camada elétrica (DCE)	17
3.2.3. Teoria DLVO – Balanceamento de Forças	19
3.2.4. Tratamento de efluentes por coagulação/floculação e separação sólido/líquido	21
3.2.5. Adsorção em carvão ativado e outros materiais adsorventes	26
3.2.6. A Reação de Fenton	29
4. EXPERIMENTAL	33
4.1. Caracterização da lavanderia industrial	33
4.2. Características e preservação das amostras	34
4.3. Reagentes empregados	34
4.4. Tratamento do efluente em laboratório	35
4.5. Tratamento do efluente na planta industrial	37
4.6. Tratamento estatístico dos dados obtidos na planta industrial	41
4.7. Reciclagem do efluente	42
4.8. Análises físico-químicas, ecotoxicológicas e microbiológicas do efluente	43
4.9. Análises colorimétricas das roupas lavadas	48

4.10. Caracterização do lodo gerado	50
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1. Caracterização do efluente	52
5.2. Estudos em laboratório de coagulação/floculação e adsorção	56
5.3. Tratamento do efluente em laboratório pela reação de Fenton	69
5.4. Tratamento do efluente na lavanderia industrial	72
5.5. Reciclagem do efluente na lavanderia industrial	79
5.6. Estimativa de custos com insumos no tratamento do efluente	86
5.7. Tratamento, caracterização e descarte do lodo gerado	88
6. CONCLUSÕES	97
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	100
REFERÊNCIAS	101

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Estrutura de uma micela de dodecil sulfonato de sódio (SDS)	8
Figura 2	Efeito da concentração de surfactante sobre a tensão superficial da água	9
Figura 3	Partículas coloidais suspensas em meio aquoso	17
Figura 4	Modelo da dupla camada elétrica	19
Figura 5	Barreira de energia para a interação entre partículas coloidais	20
Figura 6	Fluxograma geral da Lavanderia Expressa	33
Figura 7	Esquema da estação de tratamento de efluentes da Lavanderia Expressa	38
Figura 8	Máquinas de lavar roupas, gradeamento e tanque de equalização	39
Figura 9	Tanques de coagulação/floculação para o tratamento do efluente	39
Figura 10	Leitos de separação água/lodo	40
Figura 11	Aspecto geral do efluente equalizado	54
Figura 12	Fotografia ao microscópio óptico das fibras de tecidos suspensas	54
Figura 13	Potencial zeta das partículas suspensas no efluente da lavanderia em função do pH	55
Figura 14	Efeito da concentração de sulfato de alumínio na cor da água tratada em pH 6,0	57
Figura 15	Efeito da concentração de sulfato de alumínio na turbidez da água tratada em pH 6,0	57
Figura 16	Efeito da concentração de sulfato de polialumínio na cor da água tratada em pH 6,0	58
Figura 17	Efeito da concentração de sulfato de polialumínio na turbidez da água tratada em pH 6,0	58
Figura 18	Efeito do pH do meio na cor residual do efluente tratado empregando-se 800 mg L ⁻¹ de sulfato de alumínio e 2,5 mL L ⁻¹ de sulfato de polialumínio	59
Figura 19	Efeito do pH do meio na turbidez residual do efluente tratado empregando-se 800 mg L ⁻¹ de sulfato de alumínio e 2,5 mL L ⁻¹ de sulfato de polialumínio	59
Figura 20	Efeito da concentração de carvão ativado na tensão superficial da água tratada	61
Figura 21	Efeito da concentração de carvão ativado na cor residual do efluente tratado	62
Figura 22	Efeito da concentração de carvão ativado na turbidez residual do efluente tratado	62

Figura 23	Curva tensão superficial x surfactantes de dois sabões comerciais utilizados na lavanderia industrial e localização destes parâmetros no efluente bruto, tratado por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação	67
Figura 24	Fotografias dos efluentes: bruto, tratado por coagulação/adsorção e por adsorção/coagulação/floculação no Cone de Imhoff	68
Figura 25	Curva tensão superficial x surfactantes de dois sabões comerciais utilizados na lavanderia industrial e localização destes parâmetros no efluente bruto e tratado pela Reação de Fenton	71
Figura 26	Fotografia do efluente após a reação de Fenton no cone de Imhoff	72
Figura 27	Resultados do acompanhamento do tratamento do efluente em escala industrial em relação ao parâmetro sólidos sedimentáveis	74
Figura 28	Resultados do acompanhamento do tratamento do efluente em escala industrial em relação ao parâmetro sólidos suspensos	75
Figura 29	Resultados do acompanhamento do tratamento do efluente em escala industrial em relação ao parâmetro DQO	76
Figura 30	Resultados do acompanhamento do tratamento do efluente em escala industrial em relação ao parâmetro surfactantes	78
Figura 31	Secagem do lodo do processo de coagulação/floculação em função do tempo em um leito de secagem	90
Figura 32	Fotografia do lodo do processo de coagulação/floculação e do lodo do processo de adsorção/coagulação/floculação desidratados	90
Figura 33	Fluorescência de raio-x do lodo gerado no tratamento por coagulação/floculação	93
Figura 34	Difração de raio-x do lodo gerado no tratamento por coagulação/floculação	94
Figura 35	Análise termogravimétrica do lodo gerado no tratamento por coagulação/floculação	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Parâmetros típicos dos despejos de lavanderias industriais	6
Tabela 2	Classes orgânicas adsorvidas por carvão ativado	29
Tabela 3	Potenciais de oxidação dos principais agentes oxidantes	30
Tabela 4	Efeito de alguns parâmetros na reação de Fenton	32
Tabela 5	Especificação dos reagentes empregados no tratamento do efluente	35
Tabela 6	Padrões de emissão de efluentes da lavanderia exigidos pela FEPAM (Licença de Operação no 1418/99-DL)	41
Tabela 7	Escala para a avaliação da capacidade dos processos produtivos	42
Tabela 8	Métodos analíticos utilizados para avaliar a qualidade do efluente tratado para fins de descarte	44
Tabela 9	Métodos analíticos utilizados para avaliar a qualidade do efluente tratado para fins de reciclagem	45
Tabela 10	Parâmetros físico-químicos de amostras representativas dos diversos fluxos gerados na lavanderia	52
Tabela 11	Faixas de variação de alguns parâmetros do efluente equalizado	53
Tabela 12	Relação dos insumos químicos usados nos processos de lavagem na lavanderia	54
Tabela 13	Resultados da floculação com diferentes polímeros floculantes do efluente da lavanderia após a adição de 800 mg L^{-1} de sulfato de alumínio em pH 6,5	60
Tabela 14	Parâmetros de qualidade do efluente bruto e após o tratamento por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação.	64
Tabela 15	Dosagens de peróxido de hidrogênio e sulfato ferroso	69
Tabela 16	Resultados obtidos nos ensaios de tratamento pela Reação de Fenton	70
Tabela 17	Avaliação estatística da capacidade dos processos de tratamento de efluentes em relação ao parâmetro sólidos sedimentáveis	74
Tabela 18	Avaliação estatística da capacidade dos processos de tratamento de efluentes em relação ao parâmetro sólidos suspensos	75
Tabela 19	Avaliação estatística da capacidade dos processos de tratamento de efluentes em relação ao parâmetro DQO	76
Tabela 20	Avaliação estatística da capacidade dos processos de tratamento de efluentes em relação ao parâmetro surfactantes	78
Tabela 21	Análises de potabilidade da água do poço, tratada por adsorção/coagulação/floculação e pela Reação de Fenton	80
Tabela 22	Resultado obtidos nas medidas colorimétricas realizadas nas camisetas brancas sem haverem sido sujas com solo	81
Tabela 23	Resultado obtidos nas medidas colorimétricas realizadas nas camisetas brancas que foram sujas previamente com solo	82

Tabela 24	Resultados na análise perceptiva em relação aparência, cheiro, maciez, cor e limpeza das camisetas brancas lavadas com os diferentes efluentes sem procedimento prévio de adição de sujeira	84
Tabela 25	Resultados na análise perceptiva em relação aparência, cheiro, maciez, cor e limpeza das camisetas brancas lavadas com os diferentes efluentes com procedimento prévio de adição de sujeira	85
Tabela 26	Produtos químicos, dosagens e custos unitários dos reagentes empregados no tratamento dos efluentes da lavanderia industrial	87
Tabela 27	Custos dos insumos químicos envolvidos no tratamento do efluente da lavanderia industrial nas diferentes alternativas investigadas	88
Tabela 28	Resultados do ensaio de lixiviação do lodo do processo de coagulação/floculação, gerado na estação de tratamento de efluentes da Lavanderia Expressa	91
Tabela 29	Resultados do ensaio de solubilização do lodo do processo de coagulação/floculação, gerado na estação de tratamento de efluentes da Lavanderia Expressa	92
Tabela 30	Resultado semi-quantitativo por fluorescência de raio-x de elementos metálicos presentes no lodo do tratamento por coagulação/floculação	93

LISTA DE ABREVIATURAS

ADS - Adsorção

COAG – Coagulação

FLOC – Floculação

CAP – Carvão ativado em pó

FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental

EPIs - Equipamentos de Proteção Individual

DQO - Demanda química de oxigênio

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

SS – Sólidos suspensos

Ssed – Sólidos sedimentáveis

CMC – Concentração molecular crítica

SDS – Dodecil sulfonato de sódio

FAD – Flotação por ar dissolvido

FF – Floculação-flotação

pH – Potencial hidrogeniônico

AME – Atividade metanogênica

DLVO - Derjaguin, Landau, Verwey e Overbeek

OECD - Organization for Economic Co-Operation and Development.

EPA – Environmental Protection Agency

RESUMO

O ramo de lavagem de roupas é um importante setor de serviços na sociedade moderna e responsável por uma parcela significativa no consumo de água no meio urbano. No entanto, são poucas as empresas que se preocupam em lançar seus efluentes dentro de um padrão de qualidade estabelecido pelos órgãos ambientais ou, ainda, reciclar a água no processo de lavagem. Portanto, o objetivo do presente trabalho foi estudar o tratamento e a reciclagem do efluente gerado por uma lavanderia industrial. Assim, realizou-se inicialmente um estudo de caracterização do efluente e uma investigação, em laboratório, das diferentes alternativas de tratamento, entre as quais a coagulação/floculação, adsorção/coagulação/floculação e a Reação de Fenton, os quais foram avaliados em relação a padrões físico-químicos e ecotoxicológicos de qualidade. Nas condições otimizadas em laboratório, realizou-se o tratamento de efluentes em escala industrial. Após, avaliou-se a possibilidade de reciclagem do efluente no próprio processo de lavagem de roupas e fez-se uma avaliação de custos considerando as diferentes alternativas de processos. Por fim, realizou-se um estudo de caracterização do lodo gerado. Os resultados obtidos demonstram que o efluente bruto da lavanderia não atinge os padrões físico-químicos exigidos pela legislação e apresenta um alto grau de toxicidade no meio aquático, devendo ser tratado para lançamento no corpo hídrico receptor. O efluente tratado por coagulação/floculação melhorou significativamente a qualidade da água, porém ainda apresentou resultados insatisfatórios quanto ao parâmetro surfactantes. Os índices toxicológicos melhoraram, porém ainda mostraram um nível de toxicidade elevado. O efluente tratado por adsorção/coagulação/floculação apresentou bons resultados tanto nos parâmetros físico-químicos quanto nos ensaios de toxicidade, mostrando ser a melhor opção de processo. A aplicação deste processo em escala industrial demonstrou que o processo apresenta uma grande confiabilidade em relação a todos os parâmetros de qualidade exigidos pelo órgão ambiental e a reciclagem do efluente pode ser realizada para fins de lavagem de roupas. O tratamento através da Reação de Fenton apresentou bons resultados em relação aos parâmetros físico-químicos, porém a presença de agentes oxidantes de forma residual foi tóxica sobre os organismos avaliados. A Reação de Fenton, apesar de gerar um efluente com boas características para reciclagem, apresenta um custo de insumos no processo bastante elevado. O lodo é um fator importante no processo de tratamento. Apresenta-se rico nos elementos alumínio e cálcio e é classificado, de acordo com a NBR 10.004, como um resíduo não perigoso (Classe II - Não Inerte). Esse lodo deve ser devidamente secado e enviado para um aterro de resíduos industriais. Porém, apresenta potencial para reúso como matéria-prima na construção civil.

ABSTRACT

Laundry is an important service sector of the modern society and it is responsible for a significant part of the water consumption in the cities. Laundry wastewater contains impurities removed from the washed clothes as well the reagents used in the process. However, few companies concern in discharging this wastewater inside the emission standards or in recycling the water into the process. Thus, the aim of this work was to study the treatment and the possibility of recycling the effluent generated by an industrial laundry company. Initially, it was carried out a characterization study of the wastewater and, in laboratory, an investigation of different treatment options, including coagulation/flocculation, adsorption/coagulation/flocculation and the Fenton's Reaction. The results obtained were evaluated in terms of physico-chemical and ecotoxicological standards. After that, it was conducted the treatment at industrial scale. The possibility of water recycling for laundry activities and the costs in chemical reagents for the different treatment alternatives were considered. The results obtained show that the raw effluent does not reach the physico-chemical emission standards and the ecotoxicological analysis demonstrated a very high toxicity level for the aquatic environment, proving that the wastewater must be treated before discharge. The treatment by coagulation/flocculation improved considerably the water quality, however the process does not remove completely the surfactants. The ecotoxicological indexes improved, but still remains a toxicity level in the effluent. The treatment by adsorption/coagulation/flocculation showed very good results in terms of the physico-chemical and ecotoxicological parameter analyzed, showing to be the best alternative. The application of this process at industrial scale demonstrated a great capability in terms of all emission standards established by the environmental regulatory agency and the water quality allows the possibility for recycling. The treatment by Fenton's Reaction showed good results in terms of physico-chemical parameters, but the presence of residual amounts of oxygen peroxide in the effluent are toxic for the aquatic organisms. The Fenton's Reaction produces a good effluent for recycling, however the costs in reagents are very high. The sludge generated in the process is an important factor to be considered. It is rich in aluminum and calcium and it is classified, in terms of the NBR 10004, as a non-dangerous waste (Class II – Non Inert). This sludge should be properly dried and sent to an industrial waste landfill. However, it potentially can be reused as a basic material for the civil construction.

1. INTRODUÇÃO

A água pode ser considerada como o recurso mineral mais precioso, pois é essencial à vida de todos os seres vivos. Com o crescimento da população humana, e as exigências de consumo e qualidade da água nos mais diversos setores da sociedade, torna-se imprescindível a aplicação de tecnologias para o tratamento e reciclagem da água.

A crescente demanda, a escassez e o uso inadequado, estão apontando a questão da água como um dos mais graves problemas da humanidade do século XXI. Fazendo que pesquisas visando a reciclagem de efluentes se tornem uma necessidade, com o objetivo de suprir a falta de água para os mais diversos usos.

Diante do problema da escassez de água, a legislação ambiental tem ficado mais rigorosa e o descarte dos efluentes devem seguir um controle cada vez mais rígido de qualidade. Também o custo da água potável vem sofrendo aumentos progressivos. A tendência principal é a implantação de sistemas para a diminuição no consumo, tratamento e reciclagem da água nos diferentes processos produtivos. Os sistemas de tratamento dos efluentes, integrados ao processo de geração, objetivam ao final uma economia de custos (Coelho et al, 1997; Lu et al, 2003).

No caso específico de efluentes de lavanderias industriais, poucos trabalhos têm avaliado a possibilidade de reciclagem, apesar do setor apresentar um elevado consumo de água. Pesquisas visando o tratamento, a reciclagem ou reúso deste tipo de efluente tem ocorrido principalmente em países onde o custo da água é mais elevado, tanto o seu consumo quanto a sua disposição no meio ambiente (Costa et al, 1997).

A lavagem de roupas de forma comercial em empresas de pequeno e médio porte é comum nos dias atuais, sendo este um importante setor de serviços. Estima-se que 10% de toda água consumida no meio urbano, seja destinada a operações de lavagem de roupas, o que torna importante o estudo deste tipo de efluente.

Segundo informações obtidas no Sindicato das Lavanderias do Estado de São Paulo, estima-se que existam em torno de 6.000 lavanderias no Brasil. O setor de lavanderias industriais é fracionado em lavanderias de jeans (confeções); lavanderias hospitalares; lavanderias de hotel, motel e restaurante; lavanderias de roupas profissionais; lavanderias de panos industriais; e lavanderias de EPIs (Equipamentos de Proteção Individual). Cada setor tem sua própria característica e modo de operação diverso.

As águas residuais apresentam volumes significativos os quais contém uma diversidade de compostos. Entre esses se pode mencionar tensoativos, amaciantes, alvejantes, tinturas, fibras de tecidos, enzimas, gomas e contaminantes diversos. Desta forma, o efluente gerado apresenta carga orgânica, coloração, uma baixa tensão superficial e uma quantidade significativa de sólidos suspensos.

Ainda são poucas as empresas que fazem o tratamento de seus efluentes. As que fazem, geralmente empregam o processo físico-químico de coagulação-floculação ou processos biológicos, muitas vezes com resultados ineficientes por motivos diversos. Entre as principais dificuldades encontradas pode-se citar a falta de conhecimento sobre as características do efluente e de alternativas de processos para o tratamento do efluente, pouca área disponível (uma vez que a maioria das lavanderias encontra-se no meio urbano) e a falta de mão de obra especializada.

Discute-se também a possibilidade de reciclagem da água, principalmente pela economia envolvida no consumo da água. No caso de lavanderias industriais, a qualidade da água deve ser bastante boa para não prejudicar a qualidade do serviço prestado. Porém, a reciclagem de água no setor de lavagem de roupas ainda é insipiente e, quando realizada, aplicada para fins menos nobres como a lavagem de pisos.

Neste trabalho foi estudada a possibilidade de tratamento e da reciclagem da água em uma típica lavanderia industrial situada na cidade de Passo Fundo, RS – a “Lavanderia Expressa”. Essa Empresa realiza a lavagem de uniformes industriais, a lavagem de roupas domésticas e o tratamento de tecidos para indústrias de confeções. No tratamento dos

tecidos para as indústrias de confecções, emprega as técnicas de desengomagem, desbotamento, estonagem, destruição parcial de tecidos e amaciamento.

A água de processo é coletada em um poço artesiano e entra com características potáveis. Após o uso é descartada, aproximadamente no mesmo volume, na rede pluvial do município. Utiliza tradicionalmente um processo de coagulação/floculação (com o uso de sulfato de alumínio e polímero floculante) para o tratamento dos seus efluentes, que nem sempre atende aos padrões exigidos pela FEPAM. Nesse contexto, a Lavanderia Expressa é uma lavanderia industrial que demonstra a realidade de muitas empresas similares, e que necessitam melhorias em seus sistemas de tratamento de efluentes, e por isso foi escolhida como alvo deste estudo.

Assim, o presente trabalho consistiu em caracterizar o efluente gerado pela lavanderia e estudar alternativas de tratamento físico-químico do efluente (entre eles a coagulação/floculação, adsorção/coagulação/floculação e a reação de Fenton). Conduziram-se estudos em laboratório para escolha e otimização de reagentes e avaliação das características físico-químicas e ecotoxicológicas do efluente tratado. Foram realizados estudos de tratamento também em planta industrial, para avaliação da capacidade dos processos em termos de controle de qualidade da água tratada. Além disso foi realizado um estudo preliminar sobre possibilidade de reciclagem da água tratada na própria lavagem de roupas. Por fim, algumas características do lodo gerado foram analisadas.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral da pesquisa foi estudar o tratamento e a reciclagem do efluente gerado por uma lavanderia industrial.

Os objetivos específicos foram:

- (a) caracterizar os efluentes líquidos gerados na lavagem de roupas;
- (b) estudar, em escala de bancada, o tratamento físico-químico do efluente dentro das seguintes alternativas:
 - coagulação-floculação;
 - adsorção-coagulação-floculação (heteroagregação);
 - reação de Fenton.
- (c) aplicar, dentro das condições otimizadas em laboratório, os processos de tratamento de efluentes em escala industrial e verificar a capacidade dos mesmos em termos de qualidade considerando as especificações exigidas pela FEPAM e as características para reciclagem;
- (d) fazer uma avaliação de custos considerando as diferentes alternativas de tratamento;
- (e) fazer um estudo preliminar para verificar a possibilidade de reciclagem do efluente no próprio processo de lavagem de roupas;
- (f) fazer um estudo de caracterização do lodo gerado.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A presente revisão bibliográfica apresenta as informações obtidas na literatura sobre a geração de águas residuais na lavagem de roupas, as características deste tipo de efluente e alternativas de como pode ser realizado o seu tratamento. Neste trabalho também será detalhada a aplicação de processos de tratamento físico-químicos, no tratamento de efluentes de lavanderias industriais, os fundamentos do processo de coagulação-floculação, adsorção em carvão ativado e da Reação de Fenton.

3.1. Efluentes em Lavanderias Industriais

Os métodos comumente aplicados para a lavagem comercial de roupas e tecidos são conhecidos como “método de várias águas de sabão”. As máquinas empregadas são geralmente de formato cilíndrico e montadas horizontalmente. Os componentes a serem lavados são colocados dentro do cilindro com água, detergente e outras substâncias de lavagem. A rotação do equipamento produz a agitação necessária para libertar ou dissolver a sujeira (Braile e Cavalcanti, 1993).

Esse método exige uma determinada carga de roupas no aparelho, uma série de ensaboaduras e enxágües bem como outras operações, tais como alvejamento e aplicação de sal e anil. Segundo Braile e Cavalcanti (1993), o consumo total de água usando-se esse método é de 32 litros por kg de roupa.

Dependendo da natureza da empresa, a lavagem pode ser para roupas domésticas e/ou industriais. A lavagem industrial pode ser efetuada sobre roupas novas ou usadas. Sobre a roupa nova, operações de desengomagem, estonagem, destruição parcial e amaciamento dos tecidos são comuns. Esses processos variam com a tendência da moda. Sobre roupas usadas, o processo se assimila muito com a lavagem doméstica.

Já no caso da lavagem de uniformes industriais, cujo tecido é mais resistente e possui contaminantes mais agressivos, os produtos empregados muitas vezes são

diferenciados. Algumas lavanderias realizam também o tingimento de roupas, liberando em seus efluentes corantes orgânicos (anilinas) de difícil tratabilidade (Mello, 2000).

3.1.1. Características dos efluentes de lavanderias

Os despejos das lavanderias são geralmente alcalinos, altamente coloridos, contém grandes quantidades de sabões e detergentes sintéticos, óleos e graxas, sujidades e corantes, além disso apresentam uma DBO 2 a 5 vezes maior que a apresentada pelos esgotos domésticos. O processo de lavagem desprende fibras de tecidos, de tamanhos variados desde trapos até fibras visíveis somente ao microscópio (Wollner et al 1954).

O sabão e outros detergentes presentes na água produzem uma suspensão relativamente estável contendo resíduos de sujeira e fibras de tecidos. É comum, depois de prolongada estagnação do efluente, que se processe considerável decomposição por bactérias, ocasionando mau cheiro. A Tabela 1 apresenta a composição típica dos despejos de lavanderias industriais (Unisul, 1998):

Tabela 1. Parâmetros típicos dos despejos de lavanderias industriais (Unisul, 1998).

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

Grande parte do problema ambiental nos efluentes de lavanderias é decorrente dos insumos químicos empregados na lavagem de roupas.

A ação de limpeza da água é melhorada em muito pela adição de substâncias conhecidas como detergentes. Os detergentes são compostos de cadeias carbônicas longas, em cuja extremidade há um grupo de caráter catiônico, aniônico, anfotérico ou não iônico. Esse grupo apresenta caráter hidrofílico, enquanto que a cadeia carbônica apresenta um caráter hidrofóbico, repelindo a água e interagindo com substâncias apolares. Devido a essa característica anfifílica, os detergentes conseguem remover impurezas que a água sozinha não conseguiria (Solomons, 1996).

No caso específico da limpeza de roupas os detergentes mais utilizados são os aniônicos (Osório e Oliveira, 2000). A grande vantagem dos detergentes sintéticos sobre os sabões está no fato destes operarem bem em água dura (água com concentrações de íons Ca^{+2} , Mg^{+2} , Fe^{+2} e Fe^{+3}). Os sais de cálcio, magnésio e ferro dos detergentes à base de alcanossulfonatos e hidrogenossulfonatos de alquila são muito solúveis em água. Já os sais de cálcio, magnésio e ferro dos sabões precipitam, prejudicando o processo de lavagem.

As moléculas dos surfactantes, quando dispersas em água, têm a capacidade de formar agregados a partir de uma determinada concentração. Esses agregados são denominados micelas (Figura 1), que são um agrupamento de moléculas com tamanho da ordem de um colóide. A concentração de surfactante onde tem início a formação da micelização é chamada de concentração micelar crítica (CMC).

Quando se adiciona um tensoativo a água, as moléculas se arranjam de modo que a repulsão entre grupos hidrofóbicos e a água seja a menor possível, com os grupos polares situando-se próximos à superfície e os grupos apolares localizando-se na interface água-ar, o que provoca uma desorganização de sua estrutura de superfície e uma diminuição na tensão superficial. Aumentando a concentração dos tensoativos há uma diminuição na tensão superficial até atingir a concentração CMC. Após a CMC, as micelas ficam dispersas em toda a solução, não apresentando efeitos sobre a tensão superficial da água, como representado na Figura 2.

A presença de substâncias dissolvidas ou em suspensão pode alterar a tensão superficial de forma notável, especialmente substâncias chamadas de superficialmente ativas, como é o caso dos sabões e detergentes (surfactantes), que diminuem tanto a tensão superficial da água como aumentam o poder umectante dos sólidos, que possibilitam a retirada das sujeiras aderidas às roupas (Mellado e Galvin, 1999).

A tensão superficial (γ) é definida como a energia por unidade de área, necessária para expandir a superfície de um líquido. No caso da água, a energia usada para transferir moléculas à superfície refletirá na ruptura das pontes de hidrogênio e será correspondente à tensão superficial da água.

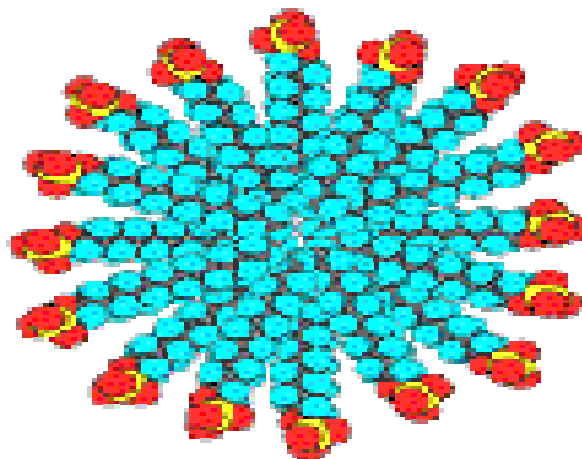


Figura 1. Estrutura de uma micela de dodecil sulfonato de sódio (SDS).

Fonte: (Fonte: <http://qmc.ufsc.br/qmcweb/micela/index.html>). Acessado dia 15/05/2003.

A água apresenta uma tensão superficial alta quando comparada com outras substâncias ($72,5 \text{ mN m}^{-1}$ a 20°C). Isso se deve as pontes de hidrogênio que lhe conferem uma forte coesão entre suas moléculas.

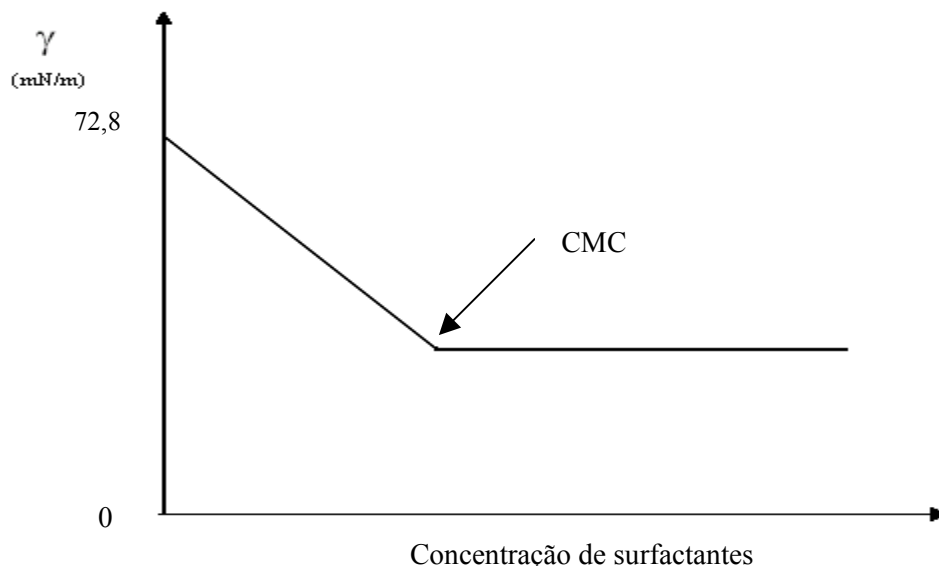


Figura 2. Efeito da concentração de surfactante sobre a tensão superficial da água. (Fonte: Physical Chemistry Practical IV, Department of Chemistry. University of Malta, 2004).

Existem vários fatores que afetam o consumo de sabões e de outros agentes para lavagem. Os mais importantes são (Braille e Cavalcanti, 1993):

- A relação entre o volume ocupado pelas cargas e o volume total das máquinas de lavar, resultando em várias taxas de diluição e, conseqüentemente, de despejo;
- O bicarbonato contido na água de lavagem modificará a composição dos despejos, uma vez que a utilização de águas altamente bicarbonatadas aumentam o emprego de álcalis;
- As características e as concentrações das substâncias empregadas para lavagem, além dos sabões e álcalis (sais, amidos, detergentes sintéticos, etc).

Segundo Osório e Oliveira (2000), mesmo os detergentes sintéticos não apresentando problemas tão acentuados quanto os sabões para operarem bem com águas duras ou ácidas, fosfatos inorgânicos condensados são adicionados aos detergentes em pó utilizados na lavagem de roupas com o objetivo de complexar os íons metálicos responsáveis pela dureza das águas e tornar o meio alcalino.

Os fosfatos sintéticos são moléculas que apresentam como grupo característico $C - H_2PO_3$. Os primeiros fosfatos sintéticos foram preparados há mais de 60 anos, devido a suas propriedades de boa solubilidade em água e estabilidade. São adicionados em produtos utilizados em lavagens de roupas e limpeza, para atuarem como seqüestrantes de metais (Jaworska et al, 2002).

A utilização crescente desse tipo de produto de limpeza, aliada a outros fatores, levou ao surgimento de problemas ambientais, como a eutrofização de mananciais devido ao excessivo crescimento de algas, que utilizam os fosfatos como nutrientes. Devido a pressão de organizações de ambientalistas, a adição de fosfatos nos produtos de limpeza foi restringida em diversas regiões do mundo. Substitutos recomendados para uso no lugar dos fosfatos são um grupo de minerais conhecidos como zeolitas, aluminossilicatos que atuam como trocadores de íons e abrandam águas duras. Porém no Brasil, poucas marcas de detergentes em pó contêm zeolitas, quase todas utilizam fosfatos em suas formulações (Osório e Oliveira, 2000).

Além dos detergentes, outros componentes como removedores de manchas, alvejantes, enzimas e amaciantes adicionam ao sistema um grande número de compostos químicos, contribuindo significativamente com o aumento da carga orgânica do sistema. Porém os efeitos toxicológicos desse conjunto de componentes químicos no ambiente aquático ainda não estão devidamente esclarecidos, bem como a remoção nas diferentes alternativas de tratamento de efluentes.

3.1.2 Tratamento e reciclagem de efluentes de 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 das etapas:

- Pré-tratamento ou preliminar: Remoção do material sólido grosseiro (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 parte 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: Remoção da matéria orgânica em suspensão ou dissolvida através de processos biológicos. Contempla a remoção da 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 reúso da água). A desinfecção também é uma parte típica do tratamento terciário e a remoção de nutrientes é muitas vezes incluída nesta etapa.

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 o 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 por sedimentação, flotação ou filtração. A complementação pode ocorrer através de um estágio de polimento

pela adsorção em carvão ativado ou da adoção de lagoas de estabilização ou outro processo biológico (Braile e Cavalcanti, 1993).

Um dos primeiros trabalhos foi realizado por Wollner et al., em 1954, que estudaram alternativas para a reciclagem ou reúso do efluente de lavanderias da marinha dos Estados Unidos. O objetivo era avaliar a possibilidade de reciclar os efluentes das operações de lavagem dos uniformes militares. A marinha tinha problemas de suprimento de água em algumas regiões onde operava e a necessidade de água para a lavagem dos uniformes tornou-se um problema de difícil solução. Em seu trabalho Wollner et al (1954) utilizaram uma etapa de coagulação-floculação do efluente onde se seguia uma etapa de flotação por ar dissolvido com o objetivo de fazer a separação sólido-líquido. O método de tratamento desenvolvido resultou uma redução de 87% da necessidade de água fresca para as operações de lavagem de roupas, quando o principal detergente utilizado foi o sabão. Durante o trabalho observou-se que concentrações de detergentes acima de 5 mg L^{-1} inibiam a coagulação e promoviam dificuldades operacionais na flotação. Os resultados obtidos demonstraram que a qualidade do efluente era boa, no entanto, para reciclagem, era necessária a diluição do mesmo, pois apresentava uma alta concentração de sais dissolvidos o que dificultava as operações de lavagem.

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. Ensaio em planta piloto com o efluente de três locais distintos demonstram a eficácia desse processo no tratamento de efluentes.

Segundo Lima (2005) na cidade de Toritama, no Estado de Pernambuco, cuja cidade têm como principal atividade econômica a fabricação de vestuário de “Jeans”, existem na cidade aproximadamente 60 lavanderias industriais. O tratamento dos efluentes gerados é feito por coagulação com sulfato de alumínio seguido por uma filtração em areia.

A água retorna ao processo em etapas preliminares do processamento do tecido tais como a “estonagem”.

A complementação do processo de tratamento físico-químico (coagulação-floculação) dos efluentes pode ocorrer pela adoção de uma etapa de polimento através de adsorção (geralmente como o uso de carvão ativado) ou processos biológicos.

Segundo (Matsuo e Nishi,2000) o uso de carvão ativado em efluentes de lavanderias tem como objetivo a remoção de compostos orgânicos solúveis dos efluentes, especialmente os surfactantes. O descarte de surfactantes nos corpos d’água receptores é indesejado, pois forma espumas e reduz a tensão superficial da água, causando danos aos ecossistemas aquáticos (Von Sperling, 1996). O uso de carvão ativado no tratamento de efluentes da indústria têxtil já foi bastante estudado, porém a quantidade de carvão ativado utilizada é bastante alta (McKay, 1982a; McKay,1982b; Nassar e El-Geundi, 1991).

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. Braile e Cavalcanti (1993) relatam que o uso de processos biológicos para tal fim nem sempre é eficiente.

Gonçalves (1996) realizou um estudo de caracterização e tratabilidade em efluentes líquidos produzidos por lavanderias industriais, avaliando separadamente as possibilidades de tratamento através de coagulação-floculação química e de depuração biológica conjunta com esgoto doméstico. Os testes de tratabilidade pela via biológica foram realizados em biofiltro aerado submerso. O tratamento biológico produziu efluentes de boa qualidade quando os efluentes das lavanderias foram diluídos, representando frações de 15 e de 30% da alimentação do biofiltro. Para diluições menores, a qualidade do efluente é baixa, o que indica que a atividade do biofiltro foi afetada pelo efluente da lavanderia industrial.

Rodriguez et al (2000) realizaram estudos com o efluente de uma lavanderia em um sistema de tratamento biológico aeróbio, com o objetivo de se atingir uma redução de

custos no consumo de reagentes, uma diminuição da carga orgânica (DQO, DBO) e ainda avaliar a possibilidade de se reciclar a água para o processo. O projeto da planta foi realizado após simulação do tratamento em escala de bancada realizada em laboratório. O sistema de tratamento foi composto pelas seguintes etapas: uma etapa preliminar de tratamento com tanque de equalização e homogeneização das águas residuais com separação absoluta (retirando-se as águas de banheiros), seguindo-se etapa posterior de sedimentação e filtração. O efluente posteriormente vai para um reator de lodos ativados com um tempo de residência mínimo de 24 horas. Como etapa final ocorre a passagem por um tanque de decantação, onde os lodos retornam ao sistema de filtração e a água parcialmente decantada passa a outro tanque onde ocasionalmente pode-se dar um tratamento de coagulação química e sedimentação se necessário. A água tratada é reciclada ao processo e só 20% descartada. As flutuações na composição dos efluentes, já que os processos de lavagem exigem mudanças de temperatura, pH, composição e a incorporação de germicidas (como o hipoclorito, água oxigenada, etc.) resultaram nos principais problemas observados. Essas flutuações causaram uma diminuição importante na atividade bacteriana do sistema e como consequência houve diminuição na eficiência do tratamento. Ocorreu também um aumento no consumo de coagulante com o decorrer do tempo, devido ao aumento da salinidade da água reciclada. Para evitar o problema da salinidade da água, a água reciclada foi misturada com água da chuva com o objetivo de diminuir o conteúdo de sais dissolvidos e descartar uma parte equivalente a água da chuva captada e adicionada.

Andersen et al (2002) avaliaram a possibilidade de tratar e reciclar o efluente gerado em uma lavanderia industrial da cidade de Soborg na Dinamarca, um país onde o custo da água potável e da disposição dos efluentes gerados é alto. Em seu trabalho foi utilizado tratamento biológico com a utilização de um reator de lodos ativados e em seguida a passagem do efluente por um sistema de ultrafiltração por membranas. O sistema biológico necessitou receber a inoculação de nutrientes para eficiência do seu funcionamento. O efluente do sistema de ultrafiltração por membranas mostrou uma boa qualidade, porém foi necessária uma etapa complementar de tratamento por osmose reversa, para que o efluente pudesse ser reciclado para o processo. Se esta última etapa de

tratamento não fosse realizada o efluente reciclado apresentaria uma alta salinidade e não sendo adequado para etapas de enxágüe das roupas na lavanderia.

Silveira et al (2003) estudaram a possibilidade de utilização de um processo biológico anaeróbio para o tratamento dos efluentes de lavanderia hospitalar que emprega um surfactante não iônico industrial que possui como princípio ativo álcoois graxos etoxilados. O estudo foi realizado com base nas amostragens efetuadas na lavanderia do Hospital de Clínicas de Porto Alegre, lavanderia que apresenta um consumo médio de água de $600 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$. Foram avaliadas a degradabilidade anaeróbia dos efluentes gerados pela lavanderia do hospital e de soluções feitas com detergente não iônico industrial, utilizando acetato de sódio como co-substrato, através da medição da atividade metanogênica específica (AME), realizada em respirômetro anaeróbio. Os autores concluíram que é possível o tratamento deste tipo de efluente através de um processo biológico anaeróbico, desde que o efluente receba a adição de um co-substrato como o acetato de sódio e que o efluente seja diluído, pois nas amostras com o efluente bruto e com soluções concentradas de detergentes houve inibição da biomassa não ocorrendo produção de metano, o que indica que não houve atividade bacteriana.

Analisando-se os resultados obtidos quando se utilizam tratamentos biológicos para o tratamento de efluentes de lavanderias pode-se resumir que na maioria das situações é necessária uma adição de nutrientes na entrada do processo (principalmente N). Também é preciso um controle dos agentes oxidantes que podem desestabilizar a população microbiana do sistema biológico.

Alternativas promissoras para o tratamento de efluentes de lavanderias estão nos processos oxidativos avançados. Em especial nos que agregam a reação de Fenton, pois o processo permite, ao mesmo tempo, a degradação/mineralização dos compostos orgânicos solúveis pelo radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$) bem como a remoção dos sólidos suspensos pela precipitação do ferro residual (Bigda, 1995; Bolton, 1996; Leão et al. 1999; Liao et al., 1999).

3.2 Fundamentos gerais dos processos físico-químicos de tratamento de efluentes

Em função do enfoque do presente trabalho em processos físico-químicos de tratamento de efluentes, alguns conceitos sobre a teoria da dupla camada elétrica e fundamentos sobre a estabilidade e desestabilização de colóides serão abordados. Ainda, aspectos sobre os processos de coagulação e floculação, adsorção e a Reação de Fenton serão discutidos.

3.2.1. Sistemas coloidais

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. A fração de partículas de menor tamanho, ou fração coloidal (0,01 a 5 μm), é a que realmente apresenta dificuldades de separação, uma vez que o tempo de sedimentação é alto e as mesmas facilmente passam/escapam pelos meios filtrantes (Ravina, 1993).

O comportamento dos colóides na água é fortemente influenciado pela sua carga superficial. Cada partícula coloidal possui uma carga, geralmente negativa em situações de tratamento de efluentes, que faz com que as partículas adjacentes sejam repelidas, impedindo assim que as partículas se aglomerem ou formem flocos, resultando que as partículas permanecem dispersas e em suspensão no meio. Um modelo das partículas coloidais em meio aquoso é apresentado na Figura 3(a) e 3(b) (Ravina, 1993).

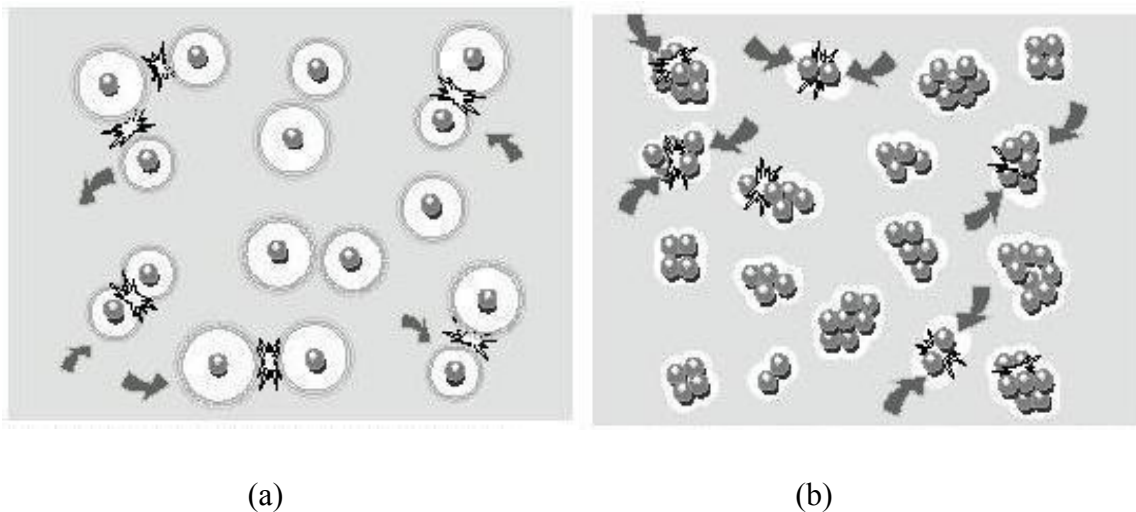


Figura 3. Partículas coloidais suspensas em meio aquoso (Ravina, 1993). (a) Partículas eletricamente carregadas em repulsão. (b) Partículas “sem carga”, livres para colidir e se agregarem.

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 visíveis que sedimentam com rapidez e podem ser filtradas com facilidade (Ravina, 1993).

3.2.2. Modelo da 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.

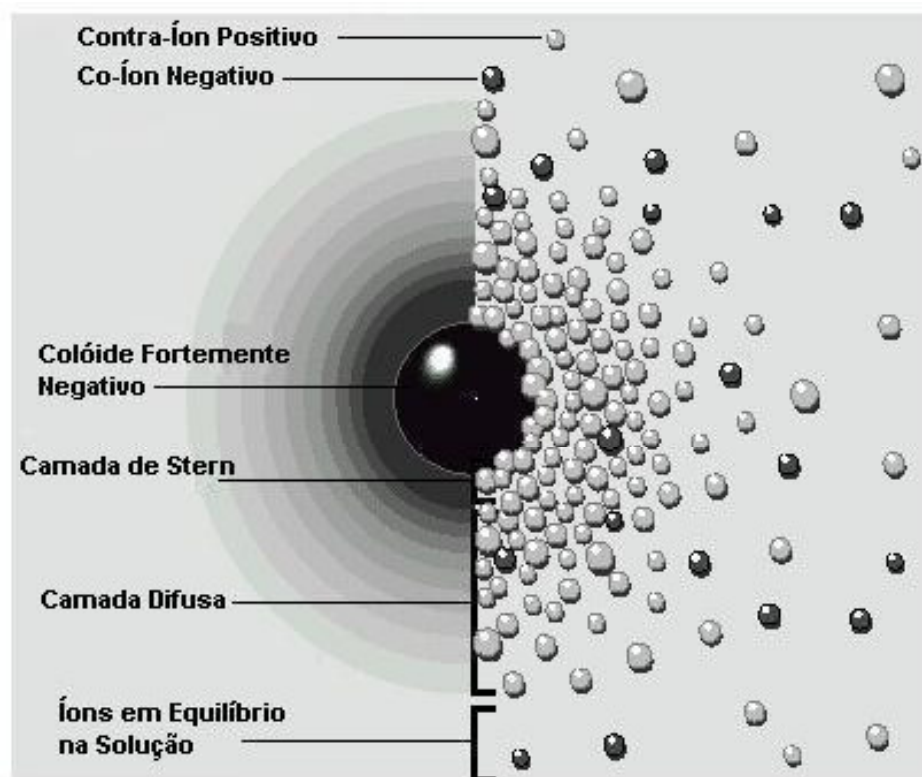
As partículas coloidais possuem cargas, as quais atraem uma grande quantidade de íons de carga oposta, chamados de contra-íons os quais estão presentes na solução. Geralmente, na maioria das situações de efluentes líquidos, os sólidos suspensos apresentam carga negativa. Porém, devido às dimensões das 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 4. 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, um aumento da concentração de íons em solução ocasiona o fenômeno conhecido como "compressão da dupla camada elétrica".

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. O potencial zeta é uma maneira eficiente de controle do comportamento dos colóides, já que indica alterações no potencial superficial dos colóides e nas forças de repulsão dos mesmos (Hunter, 1981).



3.2.3. Teoria DLVO – Balanceamento de Forças

Esta teoria tem seu nome derivado das iniciais dos nomes dos cientistas que desenvolveram o modelo (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 5) 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.

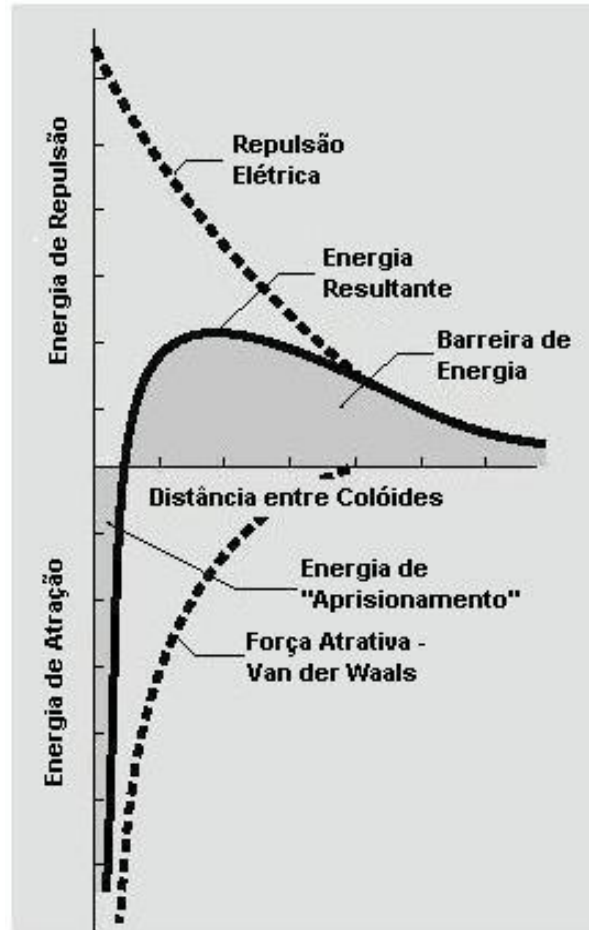


Figura 5. Barreira de energia para a interação entre partículas coloidais (Ravina, 1993).

Entretanto, a teoria DLVO aplica-se somente a sólidos que não modificam as propriedades estruturais da água. Sólidos suspensos com características hidrofóbicas ou sólidos suspensos hidrofílicos (com alta afinidade pelas moléculas de água) apresentam comportamentos distintos ao previsto pela teoria DLVO. Detalhes sobre as forças hidrofóbicas e estruturais da água envolvidas na estabilidade e desestabilização de colóides podem ser encontrados em Israelaschvili (1991).

3.2.4. Tratamento de efluentes por coagulação/floculação e separação sólido/líquido

A coagulação e/ou floculação são processos físico-químicos que fazem com que as partículas coloidais sejam agregadas, provocando a aglomeração das impurezas suspensas, facilitando a sua remoção (Bratby, 1980).

Segundo Ravina (1993), os termos coagulação e floculação têm sido usados muitas vezes de forma errônea e ambígua, portanto devem ser distinguidos:

- 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 Fe^{+3} ou Al^{+3} .

- 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.

- 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.

Os principais mecanismos que atuam na agregação (coagulação e floculação) das partículas seguem abaixo e foram compilados dos seguintes autores: (Bratby 1980; Ravina, 1993; Adamson, 1990):

- 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 de 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 do colóide (íon determinante de potencial), resultando em uma 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 ao necessário para a neutralização, os colóides são aprisionados no floculo do 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 coagulação e floculação são sensíveis a diversas variáveis, por exemplo, a natureza da substância produtoras da turbidez e da cor, tipo e dosagem do coagulante, pH da água, tipo e concentração de componentes solúveis, temperatura, entre outros.

Das diversas variáveis que podem ser controladas, o ajuste do pH é o mais importante. Geralmente, os tipos de coagulante e auxiliares de coagulação a serem usados são definidos em laboratório, considerando a qualidade final da água e particularidades de cada situação. Evidentemente, as dosagens dessas substâncias podem ser reguladas para atender as mudanças na qualidade da água bruta. Também a floculação mecânica pode ser ajustada, variando-se a velocidade das pás dos floculadores.

Os testes de coagulação/floculação são extensivamente usados para determinar as dosagens químicas ótimas no tratamento. A interpretação dos resultados envolve observações visuais e químicas do efluente tratado.

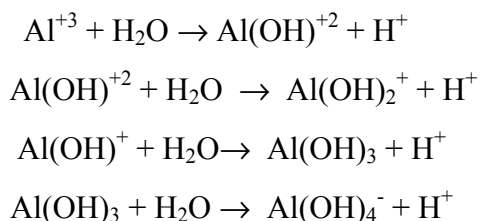
Em sistemas de tratamento de efluentes predominam os processos de coagulação com sais divalentes ou, preferencialmente, trivalentes; auxiliado como uso de polímeros floculantes.

A coagulação por sais de cátions divalentes ou trivalentes, ocorre por um mecanismo diferente dos sais monovalentes, pois além do efeito da compressão da dupla camada elétrica, os sais hidrolisados formam complexos tridimensionais poliméricos ou oligoméricos com vários extremos ativos. Essas moléculas se adsorvem especificamente e podem modificar a carga dos colóides, além da elevada energia superficial das moléculas ou oligômeros formados favorecer a adsorção de íons na matriz do precipitado.

A regra empírica de Schulze-Hardy afirma serem os colóides hidrofóbicos coagulados com maior eficiência por íons de carga oposta e com número de carga elevado (Atkins,1999). A regra de Schulze-Hardy é expressa por: $(1/z)^6$; onde z é a carga do íon, esta expressão dá a relação entre a molaridade dos íons monovalentes, divalentes e trivalentes na coagulação dos colóides.

O sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) é o reagente mais utilizado entre os coagulantes. Entretanto, os sais de ferros como cloreto férrico ($FeCl_3$) e o sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$) também são bastante empregados. A hidrólise do íon de alumínio em solução é complexa.

A coagulação com alumínio é, geralmente, efetiva na faixa de pH entre 5,5 a 8,0. As reações de hidrólise do alumínio são:



A adição de sais de alumínio diminui significativamente o pH do meio, necessitando o posterior ajuste até se atingir o valor de pH desejado. Os agentes reguladores de pH mais empregados são o hidróxido de sódio (NaOH) e o hidróxido de cálcio (Ca(OH)₂).

Muitas vezes, os coágulos formados através da adição de sais hidrolisáveis de alumínio e ferro apresentam velocidades de sedimentação muito baixas, sendo necessária a aplicação de um agente auxiliar de agregação, geralmente os polímeros floculantes.

Os polímeros floculantes são macromoléculas orgânicas de cadeias longas que contém, ou não, grupos ionizados. São classificados de acordo com a natureza química em naturais ou sintéticos. Podem ser catiônicos (carga positiva), aniônicos (carga negativa), não iônicos (sem carga) ou anfotéricos (carga positiva e negativa).

Os polímeros de alto peso molecular causam a floculação por meio de um mecanismo eletrostático e/ou de formação de pontes poliméricas. Essas pontes devem ser de tal amplitude que possam superar a distância na qual as forças de repulsão entre as partículas atuam (Hesselink, 1983).

Mesmo sendo as partículas geralmente carregadas negativamente em alguns casos, polímeros aniônicos são eficientes para flocular partículas negativas, apesar da carga de mesmo sinal. A maioria dos floculantes aniônicos sintéticos é baseada em policrilamida que se hidrolisam convertendo os grupos amida em grupos de ácido acrílico que, em pH neutro, são ionizados formando grupos carboxilados durante a fabricação.

A presença de cátions divalentes em solução afeta a absorção de polímeros aniônicos em sólidos de mesma carga. Isso se deve a compressão da dupla camada elétrica das partículas, diminuindo a força de repulsão entre as partículas e os polímeros. Outra explicação é a formação de complexos entre os cátions divalentes e os grupos carboxila do ácido poliacrílico na interface partícula/solução (Weber, 1972; Gregory, 1993).

Quando as partículas e os polímeros apresentam cargas opostas, surge a possibilidade de desestabilização por redução da carga da partícula. A ação dos floculantes catiônicos pode ser explicada em termos de sua forte absorção em partículas negativas e a conseqüente redução da repulsão da dupla camada, permitindo que a agregação ocorra (Gregory, 1993).

Após a coagulação/floculação é necessária a separação das partículas agregadas do meio líquido. A sedimentação, ou decantação, é o processo de separação sólido-líquido geralmente empregado nos sistemas primários de tratamento de efluentes industriais (Solari, 1981). Pode ser classificado na clarificação ou espessamento (Fitch e Stevenson, 1977). Na clarificação, o objetivo é somente remover do fluido os sólidos presentes. No espessamento, procura-se o deságüe dos sólidos. Em certas situações, ambos objetivos devem ser alcançados.

O efeito das condições hidrodinâmicas é outro fator relevante na desestabilização de sistemas coloidais através de eletrólitos hidrolisáveis e/ou polímeros. Geralmente, após a adição do agente que promoverá a desestabilização de um sistema, segue uma etapa de mistura rápida e uma etapa de agitação lenta (Bratby, 1980; Tchobanoglous et al, 2003).

A mistura rápida é responsável pela difusão dos reagentes e pela quebra da barreira energética repulsiva entre reagentes e entre partículas. Originam-se os flocos primários que terão significativa influência sobre a cinética dos processos posteriores. Após o aparecimento dos flocos primários no estágio de mistura rápida, a etapa de agitação lenta permite a formação de flocos maiores. A energia para o processo de agregação dos colóides é proporcionada pelo movimento browniano ou através da indução de gradientes de velocidade dentro do sistema.

O efluente deve ser então levado para uma etapa de separação sólido-líquido, onde geralmente é aplicado processo de sedimentação (alternativamente flotação ou filtração), para que os flocos gerados sejam removidos (Bratby, 1980; Tchobanoglous et al, 2003).

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 (Rubio et al, 2002).

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[®]) é um destes processos emergentes, apresentando novidades na etapa de geração e separação dos flocos. O processo FF[®] 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).

3.2.5. Adsorção em carvão ativado e outros materiais adsorventes

Adsorção é um processo de separação baseado na adesão de uma partícula presente em uma fase em outra (Weber, 1972).

Vários materiais adsorventes encontram-se disponíveis no mercado para fins de tratamento de efluentes, incluindo carvão ativado (o mais largamente empregado), resinas de troca iônica, minerais industriais, biomassas alternativas, entre outros. Neste trabalho foi empregado somente o carvão ativado como material adsorvente, pois é mais o indicado

para materiais solúveis orgânicos, sendo que alguns detalhes serão abordados nas próximas linhas.

O carvão ativado, ou carbono ativado, é uma forma amorfa de carbono especificamente tratada para aumentar significativamente as suas propriedades de adsorção. Podem ser fabricados a partir de um grande número de matérias-primas que incluem madeiras, cascas de coco, carvão mineral, caroços de frutas, resíduos de petróleo, e outros. As partículas de carvão são altamente porosas, sendo constituídas pôr macroporos de diâmetros entre 500 a 2000 Å, poros de tamanho intermediário ou mesoporos de diâmetros entre 100 a 500 Å e microporos com diâmetro entre 10 a 100 Å. O carvão ativado é fornecido em duas formas físicas, pulverizado ou granulado (Tchobanoglous et al, 2003).

A adsorção pelo carvão ativado é decorrente de uma combinação de forças atuantes entre moléculas do soluto e o adsorvente, todas tendo sua origem nas interações eletromagnéticas do núcleo e dos elétrons. Entre essas forças estão as forças físicas de dispersão de van der Waals e de London, que são caracterizadas pela baixa energia de adsorção. Ainda, podem ocorrer as interações eletrônicas entre sítios específicos da superfície e das moléculas absorvidas, que resultam em ligações químicas de alta energia, e as forças de reconhecimento molecular hidrofóbicas (Weber, 1972).

Outros fatores importantes para a absorção são o caráter liofóbico do soluto e a afinidade do soluto pelo sólido. Quanto maior a afinidade do soluto pelo solvente, ou seja, maior o grau de solubilidade, menor a probabilidade do soluto se mover em direção á interface para ser absorvido, tendo este sistema uma baixa capacidade de adsorção. Por outro lado, um soluto que apresente afinidade pelo sólido adsorvente e que não seja afim do solvente será facilmente adsorvido (Weber, 1972).

A técnica do carvão ativado é muito utilizada para a remoção de contaminantes de correntes líquidas ou gasosas sendo geralmente empregadas na remoção de compostos orgânicos em uma etapa de remediação após o tratamento biológico. O processo é considerado não específico, sendo, por este motivo, utilizado em tratamentos de amplo

espectro. Algumas das classes orgânicas que são absorvidas por carvão ativado são apresentadas na Tabela 2 (Tchobanoglous et al, 2003).

O processo de adsorção é distinto quando aplicado o carvão ativado na forma pó ou granulada. O carvão ativado granulado é comumente aplicado em reatores de recheio completo ou reatores de leito fluidizado. Os carvões ativados granulados são somente eficientes para solutos com baixo peso molecular, capazes de penetrar nos poros, perdendo grandemente a sua capacidade de adsorção para solutos maiores. Os carvões ativados em pó são aplicados através de sua dispersão no efluente, necessitando de uma etapa posterior de separação sólido-líquido (Tchobanoglous et al, 2003). Muitas, vezes, quando existe um tratamento preliminar por coagulação/floculação, o emprego da técnica heterogregação da pode acumular em uma etapa só de separação sólido-líquido, os processos de adsorção/coagulação/floculação. Uma outra alternativa para integrar e tornar mais eficiente processos de adsorção em carvão ativado e separação sólido-líquido em reatores de leito fluidizado foi desenvolvidos por Serpa (2000), que através da floculação do carvão ativado em pó, permitiu velocidades de sedimentação e resistência mecânica dos flocos suficientes para permitir o seu uso em reatores de leito fluidizado.

Tabela 2. Classes orgânicas adsorvidas por carvão ativado (Tchobanoglous et al, 2003).

Classes Orgânicas	Compostos
Solventes aromáticos	Benzeno, tolueno, xileno
Aromáticos polinucleares	Naftaleno, bifenilas
Aromáticos clorados	Clorobenzeno, PCBs, DDT, aldrin, endrin
Fenólicos	Fenol, cresol, resorcinol
Aminas alifáticas e aromáticas de alto peso molecular	Anilina, tolueno diamina
Surfactantes	Sulfonatos de alquil benzeno
Corantes orgânicos solúveis	Azul de metileno, corantes têxteis
Combustíveis	Gasolina, querosene, óleos
Solventes clorados	Tetracloroeto de carbono, percloroetileno
Ácidos alifáticos e aromáticos	Ácidos benzóicos

3.2.6. A Reação de Fenton

Dentre os processos alternativos de oxidação destaca-se o Processo Fenton, que têm atraído grande interesse da comunidade científica devido à sua eficiência em oxidar de compostos orgânicos complexos a moléculas simples, mais facilmente biodegradáveis, ou até mesmo resultando na total mineralização da matéria orgânica, formando dióxido de carbono e água. Esse processo é baseado na geração de radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$), espécie altamente oxidante e não seletiva, capaz de oxidar uma grande variedade de contaminantes orgânicos (Hayec e Dore, 1985).

Nogueira e Guimarães fazem também uma breve descrição do histórico do processo Fenton através das seguintes linhas (1998):

“A reatividade desses sistemas foi observada em 1894 por seu inventor H.J.H. Fenton, mas sua utilidade não foi reconhecida até 1930. Hoje a reação de Fenton é usada para tratar uma variedade de efluentes industriais contendo compostos

orgânicos tóxicos (fenóis, formaldeídos, efluentes complexos derivados de corantes, pesticidas, preservativos de madeira, aditivos plásticos e borracha química) e o processo pode ser aplicado em efluentes, lodos, ou solos contaminados, gerando os seguintes efeitos: destruição de poluentes orgânicos, redução da toxicidade, melhora da biodegradabilidade, remoção de DBO e DQO e remoção de cor e odor”.

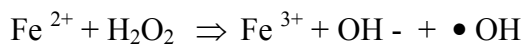
A Tabela 3 apresenta o potencial de oxidação de alguns oxidantes onde pode-se observar que o radical hidroxila apresenta poder oxidante superior em relação a outros compostos.

Tabela 3. Potencial de oxidação dos principais agentes oxidantes.

Espécie	Potencial de Oxidação (V)
Flúor	3,03
Radical hidroxila	2,80
Ozônio	2,07
Peróxido de hidrogênio	1,78
Permanganato	1,68
Ácido hipobromoso	1,59
Dióxido de cloro	1,57
Cloro	1,49
Bromo	1,09
Iodo	0,54

Fonte: Nogueira e Guimarães (1998).

O princípio do processo baseia-se no fato de que muitos metais têm propriedades especiais de transferência de oxigênio que podem melhorar a utilização do peróxido de hidrogênio. O mais comum é o ferro, que quando usado de maneira correta, resulta na geração de radicais hidroxila altamente reativos. A seguir uma síntese da reação (Nogueira e Guimarães, 1998):



Esse procedimento requer:

- Ajuste do efluente para pH 3-5;
- Adicionar o ferro catalisador (numa solução de FeSO_4); e,
- Adicionar lentamente o H_2O_2 .

A reação de Fenton geralmente está limitada pela geração do radical ($\bullet\text{OH}$) e também pelo efluente específico a ser tratado. A reação de Fenton também é muito efetiva como um pré-tratamento, quando a DQO é superior a 500 mg L^{-1} . Para que a reação de Fenton ocorra com maior eficiência, é necessário levar em consideração alguns parâmetros, descritos na Tabela 4.

Alguns autores sugerem que a reação de Fenton integrada à radiação UV traz alguns benefícios relacionados ao menor consumo de reagente. O peróxido de hidrogênio, utilizando processo de Fenton, absorve comprimentos de onda menores que 250 nm, ou seja, radiação ultravioleta. Dessa forma, é possível aumentar a eficiência da oxidação convertendo uma molécula de H_2O_2 em dois radicais ($\bullet\text{OH}$) (Nogueira e Guimarães, 1998).

Entretanto, apesar de bastante discutida recentemente na literatura científica, a aplicação prática da Reação de Fenton na indústria, pelo menos do Rio Grande do Sul, é praticamente ausente. Além do pouco conhecimento sobre este processo, uma das principais restrições está vinculado ao consumo e preço do peróxido de oxigênio, um reagente considerado ainda bastante caro para aplicação no tratamento de efluentes industriais.

Tabela 4. Efeito de alguns parâmetros na reação de Fenton.

Parâmetro	Efeitos
Concentração de ferro	Na ausência de ferro, não há evidência de formação de radical hidroxila, quando, por exemplo, H_2O_2 é adicionado em efluentes fenólicos (ex.: não ocorre redução do nível de fenóis). Assim que a concentração de ferro é aumentada, a remoção de fenóis acelera até chegar o ponto em que uma adição maior de ferro torna-se ineficiente. Essa característica (uma dosagem ótima de ferro catalisador) é típica do reagente de Fenton, embora ocorra variação entre os diversos efluentes.
Tipo de ferro (Ferroso ou Férrico)	Para muitas aplicações não importa o tipo de sal (Fe^{2+} ou Fe^{3+}) usado na catálise da reação. O ciclo catalítico inicia rapidamente quando o H_2O_2 e materiais orgânicos estão em abundância. Porém, se baixas dosagens do reagente de Fenton são usadas (ex.: $< 10-25 \text{ mg L}^{-1} H_2O_2$), algumas pesquisas sugerem o ferro-ferroso. É possível reciclar o ferro para uma reação seguinte. Isso pode ser feito aumentando o pH, separando o floco de ferro e reacidificando o lodo de ferro.
Concentração de H_2O_2	Por causa da natureza indiscriminada com os quais as radicais hidroxilas oxidam os materiais orgânicos, é importante investigar o efeito da concentração de H_2O_2 em laboratório, para cada efluente tratado.
Temperatura	O desempenho da reação de Fenton melhora com o aumento da temperatura. Porém, assim que a temperatura sobe acima de $40-50^\circ\text{C}$, a eficiência do H_2O_2 declina. Isto se deve ao fato de acelerar a decomposição do H_2O_2 em oxigênio e água. De maneira prática, muitas aplicações comerciais do reagente de Fenton ocorrem em temperaturas entre 20 e 40°C .
PH	O pH ótimo ocorre entre pH 3 e pH 6. A eficiência em meio ácido é atribuída pela transição do ferro do íon ferroso hidratado para espécies coloidais férricas. Deve-se tomar cuidado com efluentes altamente concentrados ($DQO > 10 \text{ g L}^{-1}$), onde pode ser necessário prosseguir a oxidação em passos, reajustando o pH em 4-5 depois de cada etapa, para prevenir valores de pH muito baixo e inibir a reação.
Tempo da reação	O tempo necessário para completar a reação de Fenton vai depender de muitas variáveis discutidas acima, principalmente da dose de catalisador e da força do efluente. Para simples oxidações fenólicas, a reação dura geralmente entre 30-60 minutos. Para componentes mais complexos ou efluentes mais concentrados, a reação pode levar muitas horas.

Fonte: (www.h2o2.com/applications/industrialwastewater/fentonsreagent.html. Acesso em 20/05/2003)

4. EXPERIMENTAL

Este capítulo apresenta a descrição dos procedimentos empregados na coleta de amostras, nos estudos realizados relativos ao tratamento do efluente em laboratório e em planta industrial, estudo de tratamento e reciclagem do efluente e dos métodos analíticos empregados.

4.1. Caracterização da lavanderia industrial

A Lavanderia Expressa Ltda. é uma pequena empresa que atua no ramo de lavagem de roupas domésticas e industriais. No período de estudo, durante o ano de 2004, apresentou como principais clientes pessoas físicas residentes no Município de Passo Fundo, frigoríficos, confecções de Jeans, restaurantes, entre outros. Um fluxograma geral do processo produtivo encontra-se esquematizado na Figura 6. O processo de lavagem bem como outros procedimentos comuns no ramo (desengomagem, desbotamento, estonagem, destruição parcial de tecidos e amaciamento), geram efluentes que devem ser tratadas antes de serem lançadas na rede pluvial.

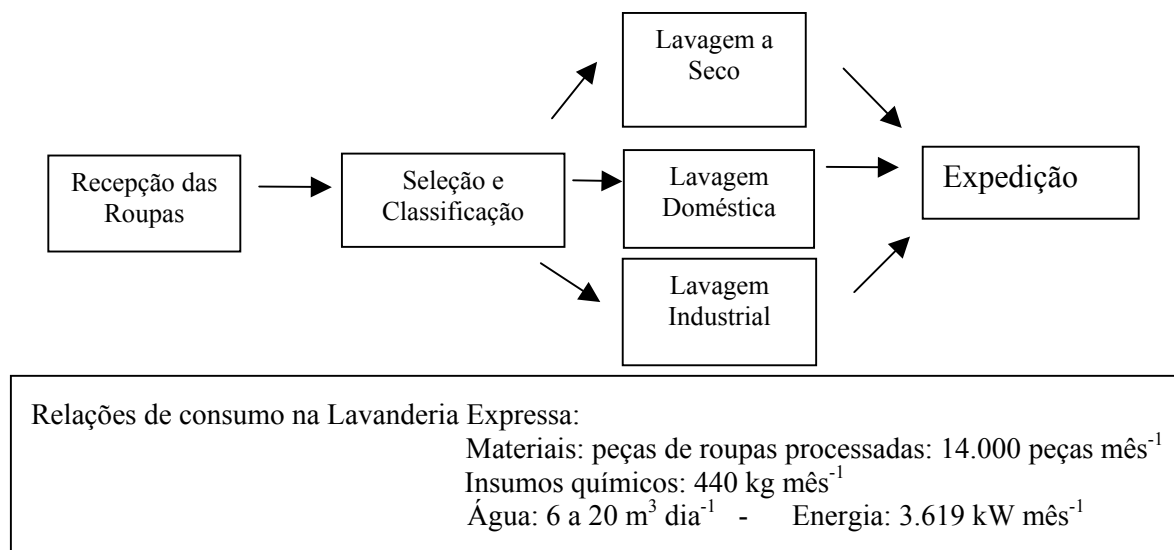


Figura 6. Fluxograma geral da Lavanderia Expressa.

4.2. Características e preservação das amostras

Inicialmente foi realizado, junto à empresa, um levantamento dos tipos de efluentes gerados em função dos diferentes procedimentos de lavagem. Listaram-se, também, os principais reagentes empregados e que poderiam estar presentes na água residual. Para a caracterização dos efluentes dos distintos procedimentos de lavagem, foram coletadas amostras de forma aleatória logo após cada processo de lavagem.

Para a caracterização e tratamento do efluente composto (com a mistura de todos os fluxos gerados), as amostras foram coletadas no tanque de equalização. Para os estudos em laboratório, as amostras foram guardadas em frascos plásticos e armazenadas a 4°C por um período não superior a 48 horas. O período de coleta de amostras foi durante o ano de 2004.

4.3. Reagentes empregados

Todos os reagentes empregados no tratamento do efluente industrial, tanto em escala de bancada quanto industrial, apresentavam qualidade comercial. As especificações, de acordo com os fabricantes, estão descritas na Tabela 5. Os reagentes empregados nas análises químicas e físico-químicas apresentavam grau analítico.

Tabela 5. Especificação dos reagentes empregados no tratamento do efluente.

Reagente	Especificações
Soda cáustica NaOH Fornecedor: MBN Produtos Químicos Ltda.	Alcalinidade total: > 49 % NaOH Cloretos: < 1,1 % NaCl, Ferro: < 5,0 ppm Peso específico (15,5°C): 1,52 g cm ⁻³
Cal Ca(OH) ₂ Fornecedor: Cal Cem Ind. de Minér. Ltda.	Anidrido Carbônico (CO ₂): < 5,0% Óxidos totais: > 90,0% Insolúveis: < 10%
Ácido clorídrico HCl Fornecedor: MBN Produtos Químicos Ltda.	Acidez: > 32 % HCl Cloro livre: < 5,0 ppm Peso específico (15,5°C): 1,15 g cm ⁻³ Ferro: < 5,0 ppm
Sulfato de alumínio Al ₂ (SO ₄) ₃ .6H ₂ O Fornecedor: Ind. Químicas Cataguases	Al ₂ O ₃ : 16 - 17 %, Fe ₂ O ₃ : < 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
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 ⁻³ Área Superficial: 600 – 1200 m ² g ⁻¹
Sulfato ferroso FeSO ₄ . 6H ₂ O Fornecedor: MBN Produtos Químicos Ltda.	Pureza: 99,0% Impurezas: cloretos máximo 0,001%, Fe ³⁺ máximo 0,1%, fosfatos máximo 0,001% e insolúveis no máximo 0,01%.
Peróxidos de hidrogênio H ₂ O ₂ Fornecedor: MBN Produtos Químicos Ltda.	Dosagem: 32-36% Cor (APHA): máximo 10 Metais pesados: máximo 0,0001% Sulfato: máximo 0,0005% Aparência: líquido lípido

4.4. Tratamento do efluente em laboratório

Os estudos de tratamento do efluente em laboratório foram realizados em um aparelho de “Jar-Test” Turbofloc-Júnior. Foram investigados a concentração de coagulante (sulfato de alumínio comercial e sulfato de polialumínio), tipo e dosagem de polímero floculante (polímeros catiônicos, aniônicos e não iônicos) e o pH ideal para o processo.

Adicionalmente, no mesmo aparelho, foram realizados estudos de tratamento do efluente com a adição de carvão ativado em pó (granulometria inferior a 0,074 mm) fornecido pelas Indústrias Químicas Carbomafrá. O procedimento experimental seguiu a seguinte seqüência:

- sob agitação de 60 rpm, adição do carvão ativado (quando empregado);
- agitação por 30 minutos;
- adição de sulfato de alumínio a partir de uma solução estoque de 50 g L^{-1} ;
- ajuste do pH do meio com NaOH;
- adição de polímero floculante a partir de uma solução estoque de 500 mg L^{-1} ;
- após 30 segundos, redução da agitação de 60 rpm para 20 rpm e agitação por mais dois minutos;
- término da agitação e repouso de 10 min para sedimentação dos flocos;
- filtração do efluente para a remoção do flocos como papel filtro em folhas.

Os estudos de tratamento do efluente pela reação de Fenton em laboratório foram realizados também no “Jar-Test”. Estudaram-se diferentes dosagens dos reagentes sulfato ferroso e peróxido de hidrogênio (ambos de qualidade analítica). O procedimento experimental seguiu os seguintes passos:

- sob agitação de 60 rpm, ajuste do pH para abaixo de 3,0 com HCl;
- adição de sulfato ferroso;
- adição lenta de peróxido de hidrogênio;
- término da agitação e repouso de 3 horas para andamento da Reação de Fenton;
- ajuste do pH para 7,0 com NaOH;
- repouso de 30 min para sedimentação dos coágulos;
- filtração do efluente para a remoção dos coágulos.

Nas amostras obtidas foram realizadas as seguintes análises físico-químicas e ecotoxicológicas: pH, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, tensão superficial, surfactantes, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez, cor, cloretos, sulfatos, nitrogênio, fósforo, toxicidade aguda em *Daphnia similis*, toxicidade aguda em *Pimephales promelas*, toxicidade crônica em *Pimephales promelas* e toxicidade crônica em *Pseudokirchneriella subcapitata*.

Nos estudos em laboratório também foram avaliados o volume e massa de lodo gerado por litro de amostra tratada. O volume de lodo foi obtido através da sedimentação de uma amostra de 1 litro do efluente tratado por uma hora no Cone de Imhoff. As massas foram quantificadas pela filtração de 1 litro de amostra em papel filtro com a posterior secagem do lodo em estufa a 60°C até peso constante.

4.5. Tratamento do efluente na planta industrial

Um “lay-out” da estação de tratamento implantada na Lavanderia Expressa é apresentada na Figura 7. A estação foi projetada para operar em batelada e levou em conta a possibilidade de expansão das atividades da Empresa. Consiste basicamente em uma operação inicial de gradeamento, armazenamento do efluente em um tanque de equalização, bombeamento para os tanques de coagulação-floculação e secagem do lodo em leitos. Detalhes da estação de tratamento de efluentes da empresa para o controle do processo encontram-se nas Figuras 8, 9 e 10.

A operação de gradeamento foi implantada para remover fibras de tecidos mais grosseiras, que se desprendem e que atrapalham as etapas posteriores do tratamento. Quatro grades foram construídas através da perfuração de chapas de plástico. As grades, com diâmetros de furo decrescentes, foram encaixadas em uma calha de concreto que conduz todos os fluxos de águas gerados na lavanderia para o tanque de equalização.

O tanque de equalização em alvenaria situa-se abaixo do nível do solo, no pátio empresa, com uma capacidade aproximada de 10 m³. Esse tanque é mantido fechado por

questões de segurança. A ele foi ligada uma bomba que leva o efluente equalizado para os tanques de tratamento, localizado no piso superior.

Os tanques para o tratamento do efluente possuem uma capacidade de $3,5 \text{ m}^3$ cada. A agitação, é feita por agitadores rotatórios por pás movidos por motor elétrico. O efluente tratado nos tanques sai por um orifício localizado 40 cm acima da base do tanque. O lodo gerado é removido por uma saída localizada na base e canalizado para os leitos de separação água/lodo.

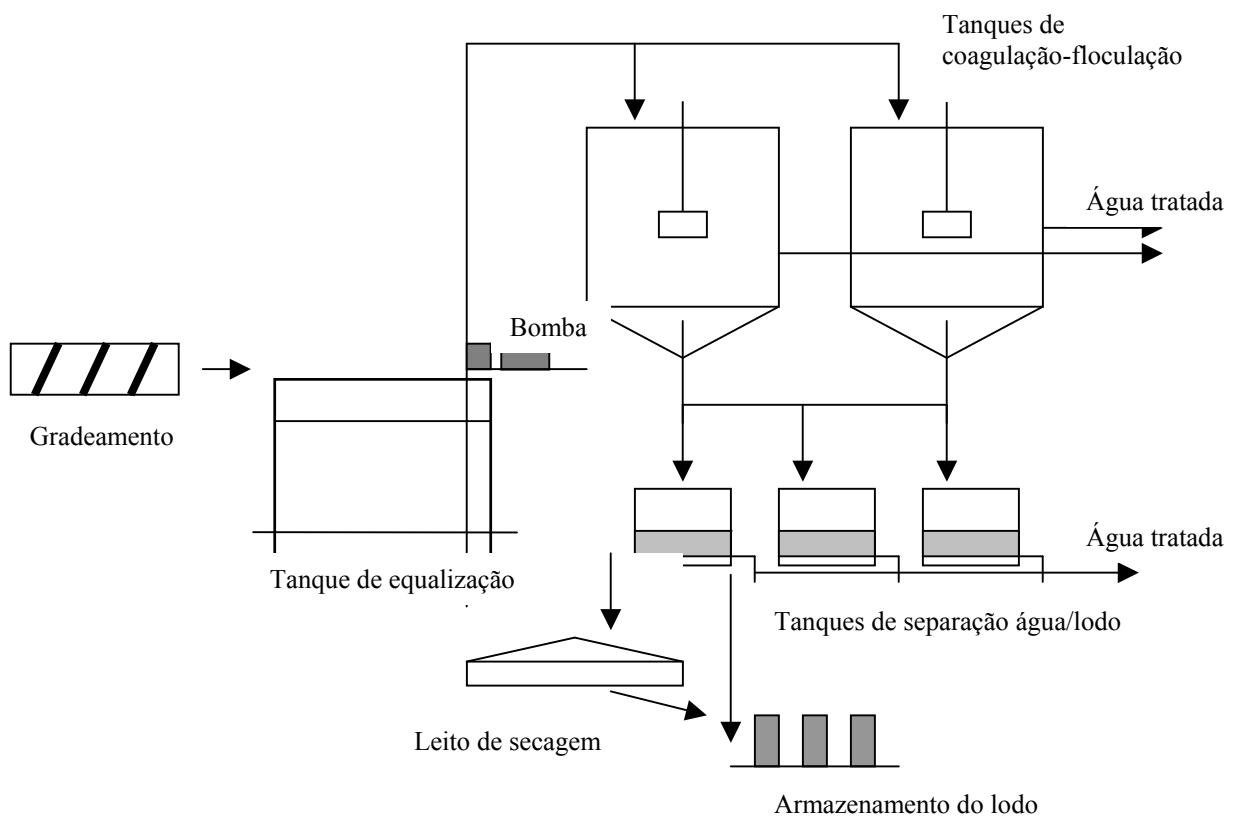


Figura 7. Esquema da estação de tratamento de efluentes da Lavanderia Expressa.



Figura 8. Máquinas de lavar roupas, gradeamento e tanque de equalização.



Figura 9. Tanques de coagulação/floculação para o tratamento do efluente.



Figuras 10 (a) e (b). Leitos de separação água/lodo.

A separação da água do lodo foi realizado em leitos construídos em caixas-d'água de cimento amianto de 1000 litros, onde na base foi colocado um leito de areia e, sobre esta, um tecido de polipropileno para a retenção do lodo. Após a remoção do excesso de água, a pasta retida no tecido foi enviada para o leito de secagem ou colocada diretamente em recipientes plásticos e armazenada em local coberto.

O leito de secagem foi dimensionado com base quadrada de 1,5 metro e altura útil interna de 20 cm, com fundo recoberto de brita e uma camada de tecido de polipropileno, onde era depositado o lodo. Sobre o leito, colocou-se um telhado móvel, que era coberto durante a noite e dias chuvosos e afastado nos dias ensolarados. As amostras secadas no leito eram posteriormente embaladas nos recipientes plásticos para armazenamento.

4.6. Tratamento estatístico dos dados obtidos na planta industrial

O acompanhamento do processo industrial foi realizado através de um estudo estatístico da capacidade do processo com 16 amostras obtidas nas três seguintes situações:

- (a) o efluente bruto;
- (b) tratado por coagulação/floculação;
- (c) tratado por adsorção/coagulação/floculação.

Os parâmetros físico-químicos avaliados foram: sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, DQO e surfactantes. Os parâmetros estatísticos analisados foram: média, desvio padrão, intervalo de ocorrência dos valores e capacidade do processo (Cpk). Os dados obtidos foram comparados com o valor da especificação superior, estabelecida neste trabalho como o padrão de emissão exigido pela licença de operação emitida pela FEPAM, e listados na Tabela 6. Os dados estatísticos foram obtidos através do uso do “software PROCEP” desenvolvido pela CHTech Desenvolvimento de Sistemas Ltda de Porto Alegre e disponível na página www.ppgep.ufrgs.br (Ribeiro e Ten Caten, 2001).

Tabela 6. Padrões de emissão dos efluentes da lavanderia exigidos pela FEPAM (Licença de Operação no 1418/1999-DL).

Parâmetro	Valor máximo de operação
Temperatura	inferior a 40°C
Sólidos sedimentáveis	inferior a 1 mL L ⁻¹ (no Cone de Imhoff)
pH	entre 6,0 e 8,5
DBO ₅ (20°C)	inferior a 200 mg L ⁻¹
DQO	inferior a 450 mg L ⁻¹
Sólidos suspensos	até 200 mg L ⁻¹
Surfactantes	até 2,0 mg L ⁻¹

Após o cálculo dos parâmetros estatísticos, avaliou-se a qualidade do processo com o índice Cpk (Ribeiro e Ten Caten, 2002). O índice Cpk foi determinado por:

$$Cpk \text{ sup.} = \frac{LSE - X}{3\sigma}$$

onde:

$Cpk \text{ sup.}$ = Cpk superior

X – média aritmética dos valores encontrados;

LSE – limite superior da especificação;

σ - desvio padrão da amostra

Como no caso a característica é do tipo menor-é-melhor, o limite de especificação inferior (LEI), é teoricamente zero, logo a avaliação da capacidade do processo foi realizada apenas com o Cpk superior. O objetivo foi avaliar a estabilidade e priorizar ações de melhorias no processo. A relação entre capacidade, índice Cpk e o % estimado estatisticamente de eventos fora da especificação estão resumidos na Tabela 7.

Tabela 7. Escala para a avaliação da capacidade dos processos produtivos.

Capacidade	Cpk	% fora de especificação
Muito incapaz	0,33	32%
Incapaz	0,66	4,4%
Capaz	1,00	0,27%
Muito capaz	1,33	0,0064%
Extremamente capaz	1,67	0,0000%

Fonte: (Ribeiro e Ten Caten, 2002).

4.7. Reciclagem do efluente

A avaliação da potencialidade de reciclagem da água da lavanderia foi estudada considerando as 4 seguintes situações:

- (a) água do poço;
- (b) tratado por coagulação/floculação;
- (c) tratado por adsorção/coagulação/floculação;
- (d) tratado pela Reação de Fenton.

A avaliação da potencialidade de reciclagem de água no processo de lavagem foi realizada através da análise de parâmetros físico-químicos de potabilidade e de um ensaio de lavagem desenvolvido no presente trabalho com a finalidade de comparar a qualidade da roupa lavada. Os parâmetros de qualidade de água analisados foram: odor, cor, sabor, pH, turbidez, condutividade, dureza total, cloretos, nitrito, nitrato, sulfatos, sódio, potássio, alumínio, zinco, cobre, manganês, ferro, cromo hexavalente, coliformes fecais, coliformes totais e contagem de bactérias heterotróficas.

O teste de lavagem das roupas foi realizado de modo a avaliar a qualidade das roupas lavadas com os diferentes tipos de águas. As roupas lavadas foram camisetas brancas novas confeccionadas em algodão. Uma peça não foi lavada, sendo usada como padrão de alvura. As demais foram lavadas para cada tipo de água seguindo dois padrões: o primeiro foi somente a lavagem das roupas.; o segundo foi a lavagem após a roupa ter sido sujada com solo da cidade de Passo Fundo. A lavagem foi realizada em uma máquina de lavar roupas modelo consul Ideale. As peças foram lavadas e enxaguadas seguindo a programação padrão de lavagem da máquina. Em todos os testes foram utilizados os mesmos insumos para a lavagem: sabão em pó e amaciante. Não foi utilizado alvejante nos testes para se evitar uma interferência no teste de alvura. Após a lavagem, as peças de roupas foram submetidas à análise colorimétrica.

4.8. Análises físico-químicas, ecotoxicológicas e microbiológicas do efluente

As análises realizadas para caracterizar o efluente bruto e tratado, foram: pH, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, tensão superficial, surfactantes, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez, cor, cloretos, sulfatos, nitrogênio, fósforo, toxicidade aguda em *Daphnia similis*, toxicidade aguda em *Pimephales promelas*,

toxicidade crônica em *Pimephales promelas* e toxicidade crônica em *Pseudokirchneriella subcapitata*. As análises físico-químicas seguiram os procedimentos do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 1995) e as análises ecotoxicológicas seguiram as normas da OECD(OECD,1992; OECD,2000) e da U.S. EPA(U.S. EPA,1994), cujos métodos estão listados na Tabela 8.

Medidas da tensão superficial foram realizadas pelo método de desprendimento do anel de platina empregando um tensiômetro Kruss K6 (Adamson, 1990).

Medidas do potencial zeta do material suspenso no efluente e após a coagulação foram efetuadas em função do pH, em um aparelho zetameter Plus-Brokhaven Instruments Corporation, mantendo um a força iônica do sistema constante em 1×10^{-4} M com KCl (Hunter, 1981).

Tabela 8. Métodos analíticos utilizados para avaliar a qualidade do efluente tratado para fins de descarte.

Parâmetro	Método utilizado
PH	Standard Methods 4500 – H ⁺ B
Sólidos sedimentáveis	Standard Methods 2540 F
Sólidos suspensos	Standard Methods 2540 D
Tensão superficial	-
Surfactantes	Standard Methods 5540 C
Demanda química de oxigênio	Standard Methods 5220 B
Demanda bioquímica de oxigênio	Standard Methods 5210 B
Turbidez	Standard Methods 2130 B
Cor	Standard Methods 2120 C
Cloretos	Standard Methods 4500 - Cl ⁻ B
Sulfatos	Standard Methods 4500 - SO ₄ ²⁻ E
Nitrogênio	Standard Methods 4500 – N _{org.} B
Fósforo	Standard Methods 4500 – P E
Toxicidade aguda – <i>Daphnia similis</i>	OECD guideline 202
Toxicidade aguda – <i>Pimephales promelas</i>	OECD guideline 202
Toxicidade crônica – <i>Pimephales promelas</i>	US – EPA 1000.0
Toxicidade crônica – <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	US – EPA 1003.0

Analisaram-se, para fins de reciclagem da água, os seguintes parâmetros de qualidade da água: odor, cor, sabor, pH, turbidez, condutividade, dureza total, cloretos, nitrito, nitrato, sulfatos, sódio, potássio, alumínio, zinco, cobre, manganês, ferro, cromo hexavalente, coliformes fecais, coliformes totais e contagem de bactérias heterotróficas. Essas análises seguiram os procedimentos do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA 1995), cujos métodos estão listados na Tabela 9.

Tabela 9. Métodos analíticos utilizados para avaliar a qualidade do efluente tratado para fins de reciclagem.

Parâmetro	Método utilizado
Odor	Análise sensitiva do analista
Cor	Análise sensitiva do analista
pH	Standard Methods 4500 – H ⁺ B
Turbidez	Standard Methods 2130 B
Condutividade	Standard Methods 2510 B
Dureza total	Standard Methods 2340 C
Cloretos	Standard Methods 4500 - Cl ⁻ B
Nitrito	Standard Methods 4500 – NO ₂ ⁻ B
Nitrato	Standard Methods 4500 – NO ₃ ⁻ B
Sulfato	Standard Methods 4500 - SO ₄ ²⁻ E
Sódio	Standard Methods 3111 B
Potássio	Standard Methods 3111 B
Alumínio	Standard Methods 3111 D
Zinco	Standard Methods 3111 B
Cobre	Standard Methods 3111 B
Manganês	Standard Methods 3111 B
Ferro	Standard Methods 3111 B
Cromo hexavalente	Standard Methods 3111 B
Coliformes fecais	Standard Methods 9221 B.3
Coliformes totais	Standard Methods 9221 E
Contagem de bactérias heterotróficas	Standard Methods 9215 B

O teste de toxicidade aguda para o microcrustáceo *Daphnia similis* foi realizado conforme a OECD Guideline for Testing of Chemicals (Revised proposal for updating Guideline 202, *Daphnia* sp. Acute immobilisation Test. 2000). Esse teste avalia os efeitos tóxicos imediatos de uma amostra sobre a mobilidade desta espécie de microcrustáceo. É baseado na exposição dos organismos a uma série de diluições da amostra e tem duração de 48 horas. O ensaio é executado em sistema estático, sem troca de soluções e os organismos não são alimentados. O efeito sobre os organismos é expresso pela perda de mobilidade. O resultado é calculado por procedimento estatístico e representado pela concentração de efeito a 50% da população (EC 50 – 48 h). O valor inverso da maior concentração teste que não causa efeito nenhum sobre os organismos testados é chamado fator de diluição (FD – 48 h) 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:

EC50 < 25 % - extremamente tóxica

EC50 25-50 % - altamente tóxica

EC50 50-65 % - medianamente tóxica

EC50 > 65% - pouco tóxica

O teste de toxicidade aguda para os peixes *Pimephales promelas* foi realizado conforme a OECD Guideline for Testing of Chemicals (Guideline 203, Fish Acute Toxicity Test. 1992). O teste de toxicidade aguda com *Pimephales promelas* avalia os efeitos tóxicos imediatos de uma amostra sobre a sobrevivência desta espécie de peixe. É um ensaio cuja exposição dos organismos a uma série de diluições da amostra tem duração de 96 horas, sendo que os organismos não são alimentados. O efeito sobre os organismos é expresso pela mortalidade dos peixes. O resultado é calculado por procedimento estatístico e representado pela concentração letal a 50% da população (LC 50 – 96 h). O valor inverso da maior concentração que não causa efeito nenhum sobre os organismos testados, após 48 horas de exposição, é denominado de fator de diluição (FD – 48 h) e representa a diluição que a amostra precisa sofrer para deixar de causar efeitos tóxicos agudos para peixes.

O teste de toxicidade crônica para peixes *Pimephales promelas* foi realizado segundo a metodologia US – EPA 1000.00. O teste avalia os efeitos tóxicos de uma amostra sobre o crescimento das larvas desta espécie de peixe. Avalia os efeitos crônicos da exposição dos organismos a uma série de diluições da amostra e tem uma duração de 7 dias. O teste é executado em sistema semi-estático, onde as trocas de soluções velhas por novas são feitas em intervalos de 24 horas. Durante o ensaio os organismos são alimentados duas vezes por dia com náuplios de artêmia. O efeito sobre os organismos é expresso pela redução do ganho em peso das larvas expostas. O resultado é calculado por procedimento estatístico de comparação múltipla. Os parâmetros identificados são: a mais baixa concentração de amostra que causa efeito (CEO); a concentração imediatamente anterior é a maior concentração de amostra que não causa efeito (CENO); a média geométrica entre estas duas concentrações que representa o limiar de efeitos tóxicos crônicos (Vc); o inverso do CENO que é denominado unidade tóxica crônica e que representa a diluição que a amostra precisa sofrer para deixar de causar efeitos crônicos (Utc).

Teste de toxicidade crônica para algas *Pseudokirchneriella subcapitata* foram realizados segundo a metodologia US – EPA 1003.00. O teste de toxicidade com *P. subcapitata* avalia os efeitos tóxicos de uma amostra sobre o crescimento populacional da comunidade de algas desta espécie. É realizado num sistema com agitação orbital, com uma série de concentrações e tem duração de 96 horas. As algas ficam expostas a iluminação constante e com temperatura controlada. O efeito sobre a comunidade é verificado através da redução do crescimento populacional dos organismos expostos a amostra em comparação com organismos em uma solução de controle. O resultado é calculado por procedimento estatístico de comparação múltipla. Os parâmetros identificados são: a mais baixa concentração de amostra que causa efeito (CEO); a concentração imediatamente anterior é a maior concentração de amostra que não causa efeitos sobre os organismos (CENO); o inverso do CENO que é denominado de unidade tóxica crônica e que representa a diluição que a amostra precisa sofrer para deixar de causar efeitos crônicos (Utc).

As análises físico-químicas foram realizadas nos seguintes Laboratórios: Laboratório de Estudos Ambientais para Metalurgia da UFRGS (LEAmet), Laboratório de Tecnologia Mineral e Estudos Ambientais da UFRGS (LTM) e Laboratório de Águas da UPF. A avaliação da ecotoxicidade dos efluentes gerados foi realizada nos laboratórios da empresa Bioensaios na cidade de Viamão, RS. Fotografias foram tiradas em uma máquina digital Sony modelo DSC.

4.9. Análises colorimétricas das roupas lavadas

Após a lavagem as peças de roupa foram secas e submetidas à análise da sua alvura através de um espectrofotômetro digital Minolta modelo CM 2600 D. O índice colorimétrico foi medido na parte frontal da camiseta e obedeceu o procedimento que rege o funcionamento dos sistemas colorimétricos (Wyszecki, 1982). Estas regras determinam que a cor é resultado da combinação de três elementos distintos:

- uma fonte de Luz
- o objeto cuja a cor esta sendo avaliada
- um observador

A cor apresenta três parâmetros colorimétricos que são: tonalidade, saturação e intensidade.

- Tonalidade: É o atributo pelo qual se identifica a cor percebida em cada faixa de comprimento de onda do espectro visível, isto é, é o atributo que define a cor em estudo.
- Saturação – É o atributo que mede a vivacidade da cor. Quanto mais “viva” for a cor maior a sua saturação
- Intensidade – É o atributo que descreve a luminosidade da cor, ou seja, mais clara ou mais escura. A claridade da cor associada à sensação produzida por uma superfície dessa cor quando iluminada por luz branca de intensidade constante; a

claridade depende, pois, da reflectância (porcentagem da luz refletida) da cor. A grandeza que representa a intensidade luminosa é a alvura, brancura L^* .

Pela Lei de Beer-Lambert a absorvância é aditiva em relação à concentração ou seja:

$$A = \sum \epsilon_i c_i d_i$$

Da mesma forma a reflectância também pode ser medida através de um espectrofotômetro. O sistema consiste em um iluminador que emite um feixe de luz branca sobre uma superfície, parte da luz é absorvida e parte refletida. A quantidade refletida é decomposta em três valores de L^* , a^* e b^* . Os três valores indicam um ponto no diagrama tridimensional que é igual a cor refletida.

L^* indica a alvura (100% de L^* = branco; 0% de L^* é preto)

a^* verde a vermelho (-a = verde; +a = vermelho)

b^* azul a amarelo (-b = azul; +b = amarelo)

Através destes dados pode-se verificar se existem diferenças de cor entre peças de quanto elas diferem.

$$\Delta E = \text{Raiz quadrada de } (\Delta L^*)^2 + (\Delta a^*)^2 + (\Delta b^*)^2$$

Se ΔE menor que 0,2, a diferença de cor é imperceptível

Se ΔE for de 0,2 a 0,5, a diferença de cor é muito pequena

Se ΔE for de 0,5 a 1,5, a diferença de cor é pequena

Se ΔE for de 1,5 a 3,0, a diferença de cor é distinguível

Se ΔE for de 3,0 a 6,0, a diferença de cor facilmente é distinguível

Se ΔE for de 6,0 a 12,0, a diferença de cor é grande

Se ΔE for maior que 12,0, a diferença de cor é muito grande

Realizou-se também a análise perceptiva das camisetas lavadas com 3 pessoas diferentes. Os aspectos avaliados foram aparência, cheiro, maciez, cor e limpeza e seguiram o seguinte modelo de questionário:

Nome:

Perfil:

Em relação a camiseta branca padrão, o que percebes na seguinte camiseta lavada?

Aparência	<input type="checkbox"/> Boa	<input type="checkbox"/> Ruim
Cheiro	<input type="checkbox"/> Sim - <input type="checkbox"/> Agradável <input type="checkbox"/> Desagradável	<input type="checkbox"/> Não
Maciez	<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não
Cor	<input type="checkbox"/> Sim - Qual o tom? _____	<input type="checkbox"/> Não
Limpeza	<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não

4.10. Caracterização do lodo gerado

Durante os ensaios em escala industrial o lodo gerado no processo de coagulação-floculação foi recolhido e desidratados em um leito de secagem. Neste leito monitorou-se diariamente o teor de água presente no lodo. Este procedimento foi realizado no final do mês de maio de 2004 na cidade de Passo Fundo, com clima predominante frio e úmido.

O lodo após secagem em estufa até se conseguir peso constante, foi caracterizado em termos de sua periculosidade seguindo a normas NBR 10004, NBR 10005 e NBR 10006 (ABNT, 1997a, 1997b, 1997c). Essas análises foram realizadas de forma terceirizada no Laboratório da Empresa Pró-Ambiente.

Realizou-se a análise termogravimétrica (TGA) e termodiferencial (DTA) em uma termobalança Marca Harrop modelo ST-736 com taxa de aquecimento de $10^{\circ}\text{C min}^{-1}$ em atmosfera de ar (com presença de O_2).

A presença de compostos cristalinos bem como a composição química foi avaliada, respectivamente, por difração de raios X utilizando um difratômetro Siemens D 5000 Kristalloflex e por fluorescência de raios X utilizando um equipamento Rigaku Rix 2000.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nos estudos de caracterização e de tratamento do efluente, em laboratório e na estação de tratamento de efluentes da lavanderia industrial são a seguir apresentados. Ainda, são abordados aspectos referentes a possível reciclagem do efluente tratado, os custos envolvidos e as características do lodo gerado.

5.1. Caracterização do efluente

As características dos diferentes efluentes gerados na Lavanderia estão apresentadas na Tabela 10. Os valores apresentados são relativos a uma amostra coletada para cada tipo de procedimento empregado na lavanderia, mas bastante representativa do processo, e podem ser comparados com os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos estipulados pela FEPAM. As vazões dos diferentes fluxos gerados variam bastante a cada dia, dependendo das operações de lavagem realizadas pela Lavanderia.

Tabela 10 – Parâmetros físico-químicos de amostras representativas dos diversos fluxos gerados na lavanderia.

Parâmetro / Efluente	Lavagem azul	Lavagem branca	Estonagem	Destruição de tecidos	Amaciamento	Padrão Emissão
pH	9,0	9,5	7,8	5,9	7,2	6,0 - 8,5
Sólidos. Sed. (mL L ⁻¹)	11	1	16	16	13	< 1
Cor (Hazen)	390	-	860	9	200	-
Turbidez (NTU)	58	54	140	5	68	-
Tensão Sup. (mN m ⁻¹)	32	25	31	29	32	-
DQO (mg L ⁻¹)	548	600	328	172	612	< 450
DBO ₅ ^{20°C} (mg L ⁻¹)	138	140	75	73	146	< 200
Rel. DQO/DBO	3,97	4,28	4,37	4,37	4,19	-

Comparando os parâmetros de qualidade do efluente dos diferentes fluxos da lavanderia com os parâmetros de emissão, observa-se que o pH da lavagem azul e da lavagem branca indica a presença de alcalinidade e está acima do permitido para descarte. Os valores de sólidos sedimentáveis, com exceção da lavagem branca, são altos. Todos os efluentes, com exceção da lavagem branca e amaciamento, apresentam uma intensa coloração azul. Também, todos os fluxos apresentam uma baixa tensão superficial, indicando a presença de tensoativos. A DQO e DBO₅, em todos os efluentes gerados, indicam a presença de matéria orgânica, muitas vezes ultrapassando o limite exigido pelo órgão ambiental. A relação DQO/DBO variou de 3,97 a 4,37, mostrando que grande parte da matéria orgânica não é biodegradável.

Entretanto, como pode ser observado na Figura 7, todos essas águas residuais são recebidas no tanque de equalização, de forma que o efluente a ser tratado é o resultado da mistura de todos os efluentes. Dependendo das operações preferenciais em cada dia de trabalho, o efluente pode ter características diversas. A Tabela 11 mostra as faixas de variação do efluente equalizado obtidos das 16 amostras coletadas durante o período de estudo em escala industrial. Pode-se observar que os valores medidos neste trabalho estão próximos ou contidos dentro da faixa de variação dos reportados pelo relatório UNISUL (1998) (Tabela 1 pg. 6). A Figura 11 apresenta o aspecto geral do efluente equalizado juntamente com uma fotografia tirada ao microscópio mostrando as fibras de tecidos suspensas, Figura 12.

Tabela 11 – Faixas de variação de alguns parâmetros do efluente equalizado.

Parâmetro	Faixa de Concentração
Vazão (m ³ dia ⁻¹)	6 - 20
pH	5,9 – 9,2
Sólidos Suspensos (mg L ⁻¹)	20 - 300
Cor (Hazen)	69 - 502
Tensão Sup. (mN m ⁻¹)	35 - 40
DQO (mg L ⁻¹)	240 - 1411
DBO (mg L ⁻¹)	80 - 400



Figura 11. Aspecto geral do efluente equalizado

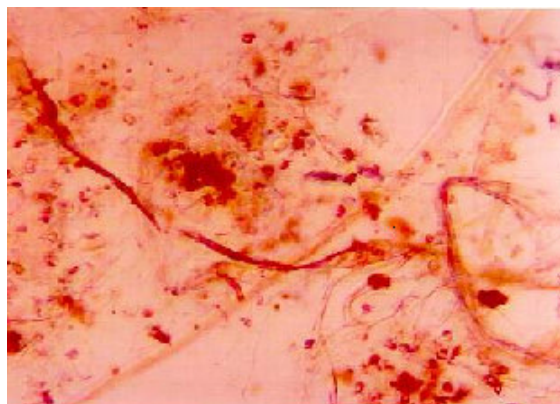


Figura 12. Fotografia ao microscópio óptico das fibras de tecidos suspensas.

O efluente apresenta geralmente uma coloração azul. Possui corantes, amido, fibras de tecidos, impurezas desprendidas das roupas no processo de lavagem, além dos insumos químicos na lavagem. A Tabela 12 apresenta uma relação dos reagentes empregados pela Lavanderia.

Tabela 12. Relação dos insumos químicos usados nos processos de lavagem na lavanderia.

Nome comercial	Compostos Químicos
Removedor líquido de manchas	Nonil fenol etoxilado, solvente alifático e branqueador ótico.
Alvejante clorado em pó	Dicloroisocianurato de sódio, carbonato de sódio, amida oxidada sequestrante e emulsificante
Cloro granulado estabilizado	Dicloro-s-triazina-triona
Sabão em pó	Alquilbenzeno sulfonato de sódio
Enzima alfa-amilase	
Calaterge PLC	
Detergente em pó concentrado	Metasilicato de sódio, carbonato de sódio, branqueador óptico, perfume
Amaciante em pó belfasin 296	Sais de quaternário de amônia não iônico, branqueador óptico e óleos essenciais
	Metabissulfito de sódio
	Peróxido de hidrogênio

A Figura 13 mostra o potencial zeta das partículas suspensas em função do pH. Pode-se observar que o potencial zeta das partículas suspensas apresenta ponto de carga zero em pH 2,0 e vão se tornando cada vez mais eletronegativas com o aumento do pH, de forma que em pH neutro a alcalino as partículas estão eletronegativas e estáveis em suspensão. Assim, o uso de agentes coagulantes é essencial para a agregação das partículas e a posterior etapa de separação sólido-líquido.

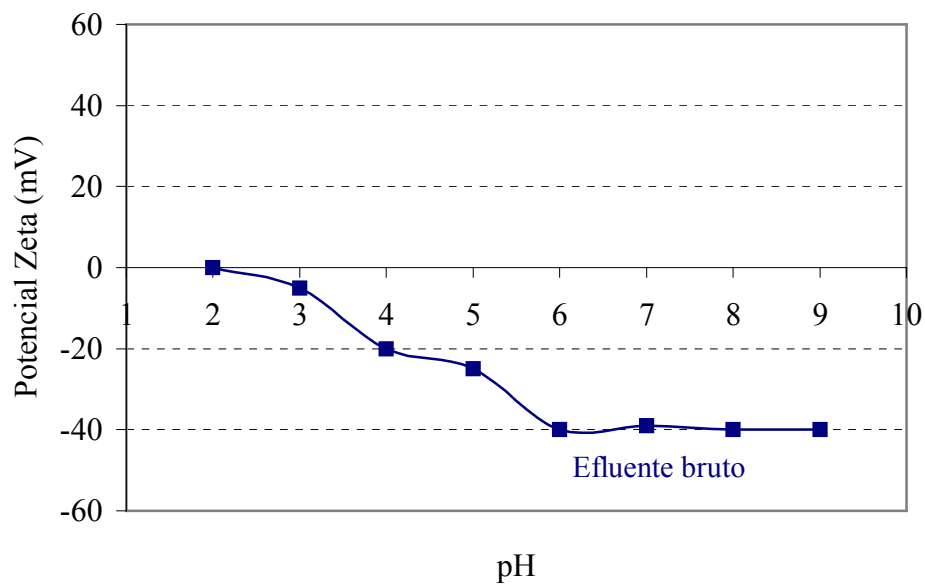


Figura 13. Potencial zeta das partículas suspensas no efluente da lavanderia em função do pH.

Os estudos referentes ao tratamento do efluente em laboratório foram conduzidos através de três diferentes processos. Os processos utilizados foram: coagulação-floculação, adsorção-coagulação-floculação (heteroagregação) e através da reação de Fenton. O detalhamento dos estudos conduzidos para ambos os processos estão a seguir descritos.

5.2. Estudos em laboratório de coagulação/floculação e adsorção

O agente coagulante estudado para o tratamento do efluente industrial da lavanderia foi o sulfato de alumínio, comercializado na forma de pó, devido a facilidade na sua obtenção e armazenagem no local de uso. Estudou-se, também, alternativamente o sulfato de polialumínio. Este, apesar de apresentar resultados satisfatórios, apresenta um custo de tratamento mais alto que o sulfato de alumínio.

Ensaio realizados visando a otimização do tratamento apontaram para dosagens a partir de 400 mg L^{-1} de sulfato de alumínio para que ocorresse a coagulação efetiva das partículas suspensas. Porém, em algumas coletas, o efluente vinha com uma carga de poluente bem mais elevada, exigindo dosagens de coagulantes bem mais altas (de até 1000 mg L^{-1} de sulfato e alumínio). Foi adotada a concentração de 800 mg L^{-1} para ser utilizada no tratamento dos efluentes em laboratório e em escala industrial.

Para a operação da estação de tratamento de efluentes, ensaios de coagulação devem ser conduzidos no local para ótima dosagem de reagente no processo. Sugere-se a sistemática de “Teste de Jarros” para a determinação da dosagem de coagulante que garante uma efetiva desestabilização das partículas coloidais.

As Figuras 14 e 15 mostram o efeito da concentração de sulfato de alumínio na remoção de cor e turbidez da água tratada. Pode-se observar que, em dosagens de 200 mg L^{-1} , há um acréscimo na cor e turbidez. Esse efeito é decorrente da precipitação dos hidróxidos de alumínio, porém em dosagem que não promove a desestabilização das partículas suspensas. Em dosagens acima de 400 mg L^{-1} ocorreu a coagulação, promovendo um alto grau remoção de cor e de turbidez, com a conseqüente clarificação da água.

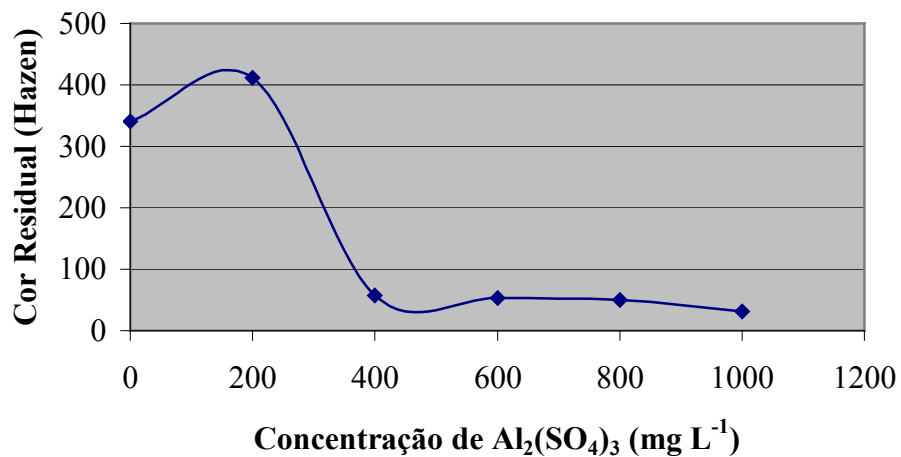


Figura 14. Efeito da concentração de sulfato de alumínio na cor da água tratada em pH 6,0.

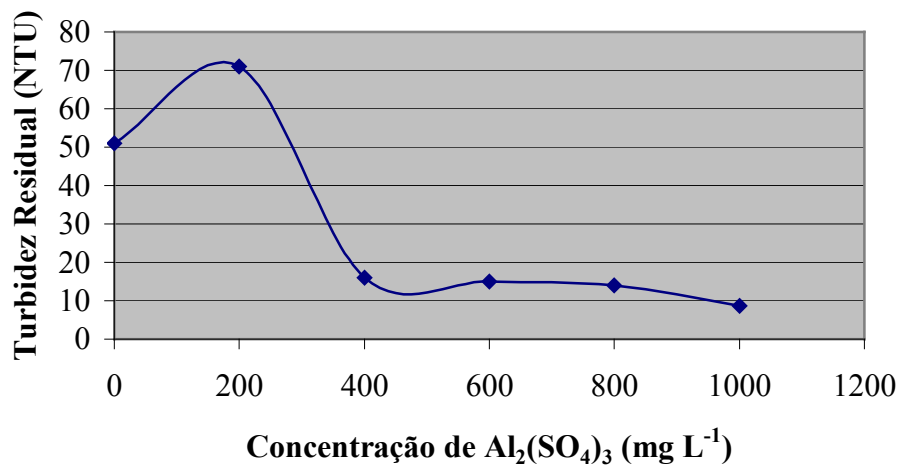


Figura 15. Efeito da concentração de sulfato de alumínio na turbidez da água tratada em pH 6,0.

As Figuras 16 e 17 mostram o efeito da concentração de sulfato de polialumínio na remoção de cor turbidez da água tratada. Percebe-se que o resultado ótimo é obtido a partir da dosagem de 2 mL L^{-1} . Comparando os resultados com as etapas prévias de tratamento, o sulfato de polialumínio promoveu resultados até um pouco melhores do que com o sulfato de alumínio.

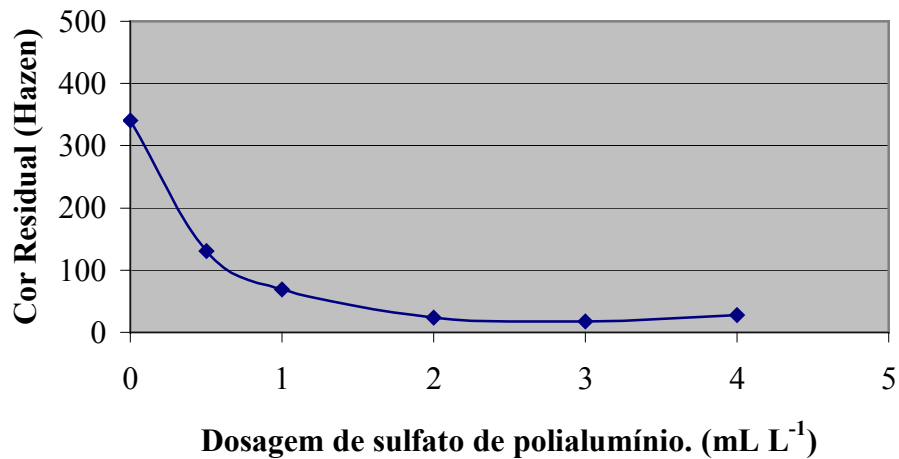


Figura 16. Efeito da concentração de sulfato de polialumínio na cor da água tratada em pH 6,0.

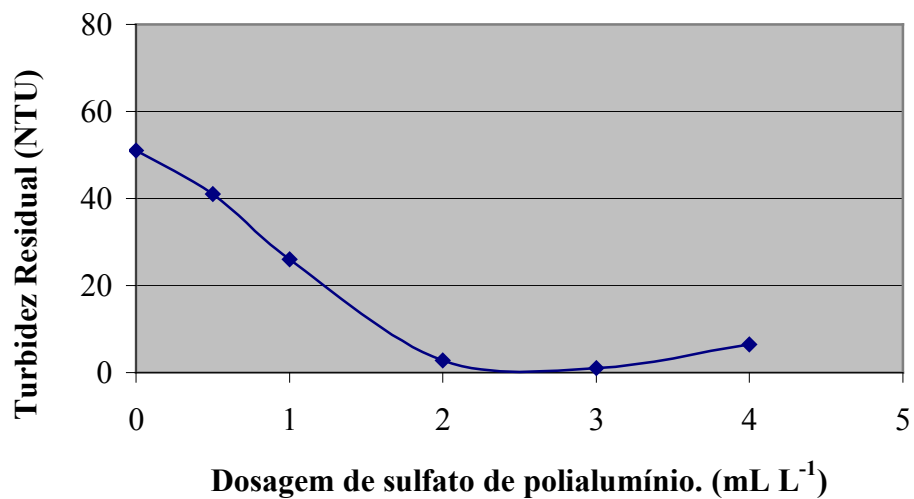


Figura 17. Efeito da concentração de sulfato de polialumínio na turbidez da água tratada em pH 6,0.

As Figuras 18 e 19 mostram o efeito do pH do meio na cor e turbidez residual do efluente tratado com os coagulantes sulfato de alumínio e sulfato de polialumínio. Pode-se observar que, com o sulfato de alumínio, bons resultados são obtidos entre pH 5,0 e 6,5, sendo ótimo o pH 5,5. Porém, para fins práticos, é aconselhável que o tratamento seja

realizado em pH entre 6,0 e 6,5, uma vez que o efluente deve ser lançado, de acordo com a licença operação da empresa, na faixa de pH entre 6,0 e 8,5.

No caso do sulfato de polialumínio, o desempenho em termos de remoção de cor e turbidez foi um pouco melhor do que com o sulfato de alumínio. Os melhores resultados também foram encontrados no intervalo de pH, entre 5,0 e 6,5.

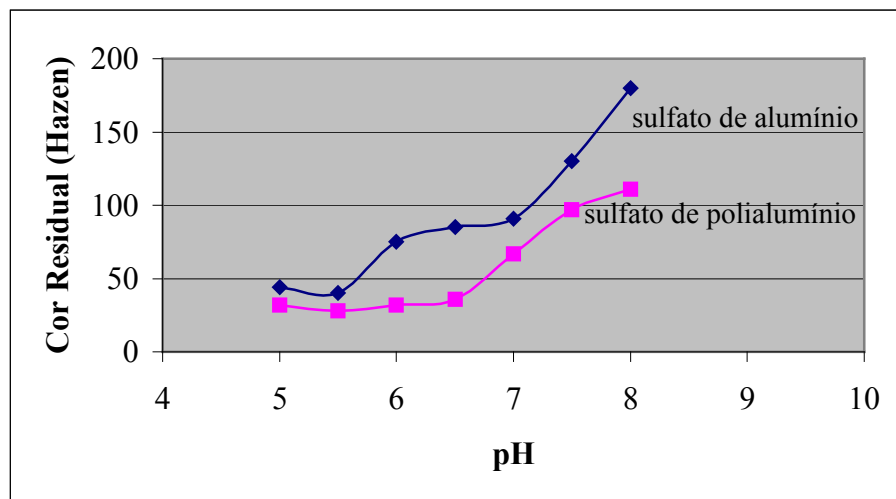


Figura 18. Efeito do pH do meio na cor residual do efluente tratado empregando-se 800 mg/L de sulfato de alumínio e 2,5 mL L⁻¹ de sulfato de polialumínio.

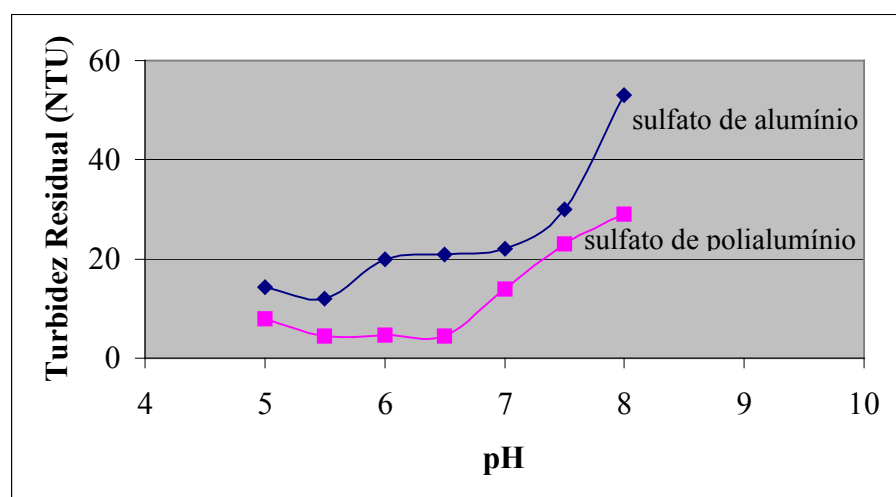


Figura 19. Efeito do pH do meio na turbidez residual do efluente tratado empregando-se 800 mg/L de sulfato de alumínio e 2,5 mL L⁻¹ de sulfato de polialumínio.

A Tabela 13 mostra os resultados dos testes realizados com 3 polímeros flocculantes comerciais após a adição de sulfato alumínio em pH 6,5. Empregou-se uma poliacrilamida catiônica, uma poliacrilamida aniônica e uma poliacrilamida não iônica. Os melhores resultados foram obtidos com a poliacrilamida catiônica, onde os flocos mostraram-se grandes, individualizados e com boa capacidade de sedimentação. Bons flocos também foram obtidos com a poliacrilamida aniônica, porém o tamanho foi um pouco aquém daqueles conseguidos com o primeiro. A poliacrilamida não-iônica não se mostrou eficaz para o sistema em estudo.

Tabela 13. Resultados da floculação com diferentes polímeros flocculantes do efluente da lavanderia após a adição de 800 mg L^{-1} sulfato de alumínio em pH 6,5.

Polímero Flocculante	Qualidade dos Flocos
Poliacrilamida catiônica	Excelente
Poliacrilamida aniônica	Boa
Poliacrilamida não iônica	Insipiente

Após a separação dos flocos, observou-se que a água tratada perdeu a cor e grande parte da turbidez. Porém reparou-se que a tensão superficial permanecia bastante baixa, promovendo espuma, devido à presença de agentes tensoativos. Assim resolveu-se realizar uma etapa de tratamento complementar através do uso de carvão ativado pulverizado seguido da remoção do mesmo por uma etapa de filtração.

A Figura 20 mostra o efeito da dosagem de carvão ativado nas formas em pó e granulada sobre a tensão superficial da água. Pode-se observar que o uso do carvão ativado em pó remove os tensoativos da água, aumentando gradativamente a tensão superficial da água que era da ordem de 35 a 40 mN m^{-1} . Em dosagens de 2,0 a $4,0 \text{ g L}^{-1}$, a tensão superficial já ficou bastante próxima a da água pura, que é de $72,5 \text{ mN m}^{-1}$, evidenciando a remoção quase completa dos agentes tensoativos do sistema.

Porém, o uso do carvão ativado na forma granulada pouco altera a tensão superficial da água, mostrando que não possui área superficial suficiente para a remoção dos surfactantes. Sob ponto de vista prático, esses resultados demonstram que o uso do carvão ativado não poderá ser realizado em colunas de adsorção, que exige que o carvão esteja na forma granulada. O emprego deverá ser feito através da dispersão do carvão ativado em pó, seguido de um processo de separação sólido-líquido.

As Figuras 21 e 22 mostram que o uso do carvão ativado em pó permite uma remoção ainda maior da cor e turbidez, ficando o efluente com um grau de clarificação muito bom e próximo a da água potável, abrindo a possibilidade para a sua futura reciclagem dentro da empresa. Porém, deve-se observar que as dosagens empregadas não foram baixas e que o uso desse produto em escala industrial implicará em um custo elevado e na formação de um resíduo sólido que deverá ter uma destinação adequada.

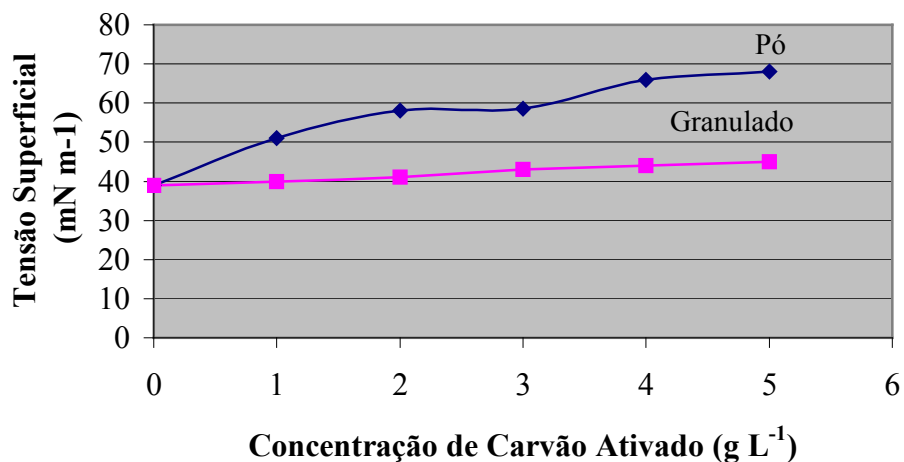


Figura 20. Efeito da concentração de carvão ativado na tensão superficial da água tratada.

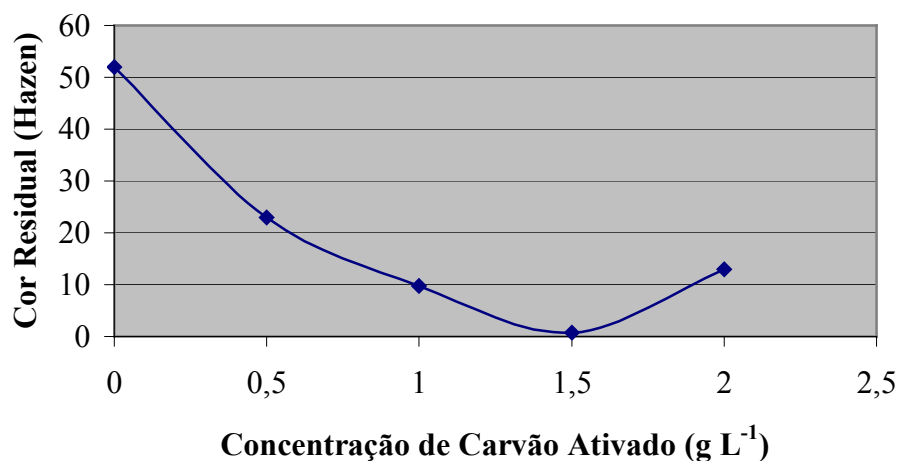


Figura 21. Efeito da concentração de carvão ativado na cor residual do efluente tratado.

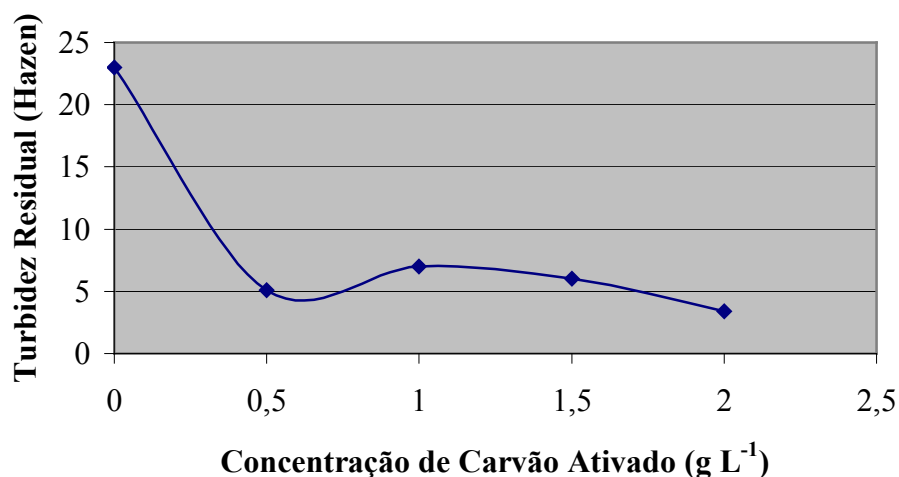


Figura 22. Efeito da concentração de carvão ativado na turbidez residual do efluente tratado.

Nos experimentos anteriormente descritos, a seqüência foi a seguintes: adição de sulfato de alumínio, ajuste do pH, adição do polímero floculante, filtração para a remoção dos flocos, adição do carvão ativado, filtração para a remoção do carvão ativado. Como pode se observar, esta seqüência exige duas etapas de separação sólido-líquido. Assim, para os estudos a seguir, pensando em aspectos práticos de operação, utilizou-se a seguinte ordem de adição de reagentes: adição de carvão ativado, adição do sulfato de

alumínio, ajuste do pH, adição do polímero flocculante e filtração para a remoção dos flocos. Assim, nesta última seqüência de reagentes, somente uma etapa de separação sólido-líquido foi necessária.

Ainda, alguns testes foram realizados com o objetivo de verificar a possibilidade de tratamento dos efluentes pela adição de carvão ativado e flocculação com diferentes poliacrilamidas comerciais, de caráter catiônico, aniônico e não-iônico (ou seja, suprimindo o uso de coagulante). Porém não houve a quebra completa da suspensão com a formação de flocos de boa qualidade e o carvão ativado permaneceu disperso no efluente. Assim, no processo de heteroagregação com o uso de carvão ativado, a aplicação de um agente coagulante antes do polímero flocculante é importante na eficiência do processo.

A Tabela 14 mostra os resultados do tratamento do efluente por coagulação-flocculação (com sulfato de alumínio e polímero flocculante) e através da adsorção-coagulação-flocculação (com carvão ativado, sulfato de alumínio e polímero flocculante). Os parâmetros analisados foram pH, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, turbidez, cor, DQO, surfactantes, tensão superficial, cloretos, sulfatos, nitrogênio, fósforo, toxicidade aguda com *Daphnia similis*, toxicidade aguda com o microcrustáceo *Pimephales promelas*, toxicidade crônica com o peixe *Pimephales promelas* e toxicidade crônica com a alga *Pseudokirchneriella subcapitata*. 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 estão especificadas na Tabela.

Tabela 14. Parâmetros de qualidade do efluente bruto e após o tratamento por coagulação/floculação (800 mg L⁻¹ de sulfato de alumínio e 2 mg L⁻¹ de polímero catiônico) e adsorção/coagulação/floculação (2 g L⁻¹ de carvão ativado em pó, 800 mg L⁻¹ de sulfato de alumínio, 2 mg L⁻¹ de polímero aniônico).

Parâmetro	Efluente Bruto	Coag-Floc	Ads-Coag-Floc.	Legislação
Parâmetros físico-químicos:				
pH	7,4	6,5	7,3	6,0 - 8,5
Sólidos Sed. (mL L ⁻¹)	4,0	0,0	0,0	< 1
Sólidos Susp. (mg L ⁻¹)	63,6	8,0	1,2	< 200
Turbidez (NTU)	138	0,5	4,5	-
Cor (Hazen)	300	52	1	-
DQO (mg L ⁻¹)	718,9	117,6	22,9	< 450
Surfactantes (mg L ⁻¹)	38,5	7,8	0,1	< 2
Tensão Sup. (mN m ⁻¹)	33,0	40,0	70,0	-
Cloretos (mg L ⁻¹)	-	157,5	79,9	-
Sulfatos (mg L ⁻¹)	-	479	475	-
Nitrogênio (mg L ⁻¹)	6,3	5,6	4,5	10
Fósforo (mg L ⁻¹)	9,8	0,4	0,0	1
Parâmetros ecotoxicológicos:				
TA <i>Daphnia s.</i> (EC-50-48h, %)	5,2	83,0	> 100,0	-
TA <i>Daphnia s.</i> (FD-48h)	64	4	1	-
TA <i>Pimephales p.</i> (LC-50-96h, %)	4,4	34,6	> 100,0	-
TA <i>Pimephales p.</i> (FD-48h)	32	8	1	-
TC <i>Pimephales p.</i> (CENO, %)	-	6,25	100,0	-
TC <i>Pimephales p.</i> (CEO, %)	-	12,5	> 100,0	-
TC <i>Pimephales p.</i> (Utc)	-	8	1	-
TC <i>Pseudokirchneriella s.</i> (CENO, %)	-	100	50%	-
TC <i>Pseudokirchneriella s.</i> (EC-50, %)	-	> 100	71,2	-
Lodo:				
Volume no C. de Imhoff (mL L ⁻¹)	Traços	200	70	-
Massa lodo gerado(g L ⁻¹)	Traços	0,30	2,3	-
Regime de sedimentação	Nula	Floculante	Floculenta	-

O tratamento realizado por coagulação-floculação usando o sulfato de alumínio e polímero floculante permitiu remover os sólidos suspensos, uma fração considerável da carga orgânica e de surfactantes. A DQO baixou de 718,9 mg L⁻¹ para 117,6 mg L⁻¹ e a concentração de surfactantes de 38,5 mg L⁻¹ para 7,8 mg L⁻¹. Apesar da redução da concentração de surfactantes, a tensão superficial do sistema que era de 33,0 mN m⁻¹ ficou em 40,0 mN m⁻¹, muito distante da tensão superficial da água que é de 72,5 mN m⁻¹. Nestas condições, em termos da legislação vigente, o efluente não atende somente o padrão referente ao lançamento de surfactantes, que é de 2 mg L⁻¹. Os ensaios ecotoxicológicos agudos com a *Daphnia similis* indicam que efluente bruto, com EC-50 de 5,2% e considerado extremamente tóxico, passa para um EC-50 de 83%, sendo classificado como pouco tóxico. Para o peixe *Pimephales promelas* a toxicidade aguda do o efluente bruto apresentava um LC-50 de 4,4 %, passando para um LC-50 de 34,60%.

O tratamento do efluente também realizado por heteroagregação entre carvão ativado, sulfato de alumínio e polímero floculante catiônico. Nessa condição foi possível remover os sólidos suspensos e níveis mais significativos de carga orgânica e de surfactantes. A DQO baixou de 718,90 mg L⁻¹ para 22,9 mg L⁻¹ e a concentração de surfactantes de 38,5 mg L⁻¹ para 0,1 mg L⁻¹. A tensão superficial do sistema de 33,0 mN m⁻¹ subiu para 70,0 mN m⁻¹. Nestas condições, foi possível a atender a todos os padrões da legislação vigente. Os ensaios ecotoxicológicos agudos com a *Daphnia similis* indicam que o efluente bruto, com EC-50 de 5,2% é considerado extremamente tóxico, passa para um EC-50 de superior a 100%, 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 também para um LC-50 superior a 100% indicando o seu caráter não tóxico para peixes.

Seguindo-se aos testes de ecotoxicidade aguda, foram realizados ensaios de ecotoxicidade crônica com o peixe *Pimephales promelas* e a alga *Pseudokirchneriella subcapitata*, nos efluentes tratados por coagulação/floculação e por adsorção/coagulação/floculação, efluentes estes que apresentaram pouca ou nenhuma toxicidade nos ensaios agudos. Os ensaios crônicos com o peixe *Pimephales promelas* para o efluente tratado por coagulação-floculação, apresentaram um CENO de 6,25%, um CEO de 12,5% com uma

U_{tc} igual a 8, de forma que o efluente apresenta um certo grau de toxicidade crônica para o peixe *Pimephales promelas*. Também foram realizados ensaios de toxicidade crônica utilizando-se a alga *Pseudokirchneriella subcapitata*, apresentando os seguintes resultados, um CENO de 100% e um EC-50 >100%, não apresentando efeitos tóxicos crônicos no ensaio com algas.

Também com os efluentes tratados por adsorção/coagulação/floculação, foram realizados ensaios de ecotoxicidade crônica para peixes e algas. O teste utilizando o peixe *Pimephales promelas*, apresentou os seguintes resultados, um CENO igual a 100%, CEO >100% e U_{tc} igual a 1, o que significa que o efluente não apresenta toxicidade crônica para o teste com o peixe *Pimephales promelas*. No ensaio com a alga *Pseudokirchneriella subcapitata*, os resultados foram os seguintes, CENO igual a 50% e EC-50 de 71,2%, o que não significa que seja um efluente tóxico para as algas, apenas que o efluente apresentou um menor crescimento das algas que no efluente tratado por coagulação/floculação. Esse fato pode estar relacionado com as baixas quantidades de fósforo e nitrogênio presentes no efluente tratado com carvão ativado e/ou com a presença de algum composto residual tóxico a algas no efluente.

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⁻¹) foi somente alcançada após a adição de 2 g L⁻¹ de carvão ativado (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 promovem a remoção completa dos surfactantes, ficando em níveis da ordem de 5,8 a 11,2 mg L⁻¹ (GE et al, 2004).

A Figura 23 mostra a correlação entre a tensão superficial e a concentração de surfactantes para soluções de concentração conhecida de detergentes empregados na lavanderia. A Figura mostra o provável ponto de concentração micelar crítica das soluções dos sabões. No gráfico estão lançados os pontos do efluente bruto e tratado por

coagulação/floculação e por adsorção/floculação/adsorção. Verifica-se que o processo de coagulação/floculação remove os surfactantes até próximo da CMC (o processo parece ser efetivo na remoção das micelas), porém a tensão superficial ainda continua baixa. Desta forma, é necessário o uso do carvão ativado para que a remoção de surfactantes no sistema seja quase completa.

Tensão Superficial (mN m^{-1})

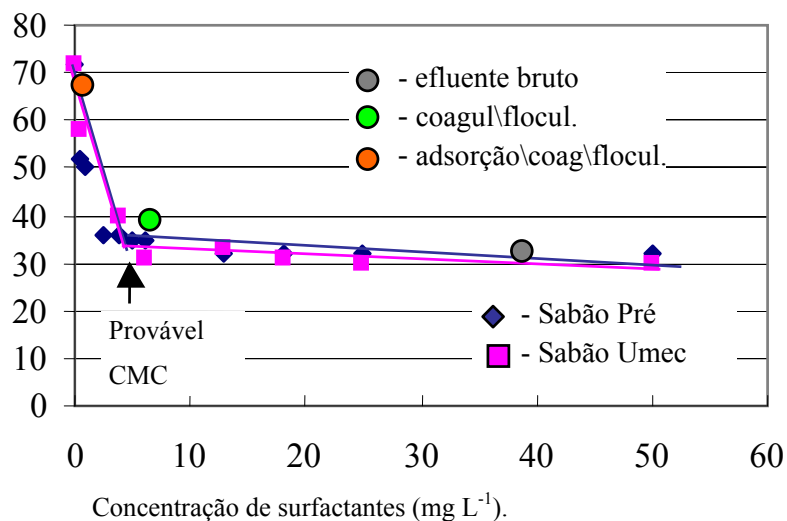


Figura 23. Curva tensão superficial x concentração de surfactantes de dois sabões comerciais utilizados na lavanderia industrial e localização destes parâmetros no efluente bruto, tratado por coagulação/floculação (800 mg L^{-1} de sulfato de alumínio e 2 mg L^{-1} de polímero catiônico) e adsorção/coagulação/floculação (2 g L^{-1} de carvão ativado em pó, 800 mg L^{-1} de sulfato de alumínio, 2 mg L^{-1} de polímero aniônico).

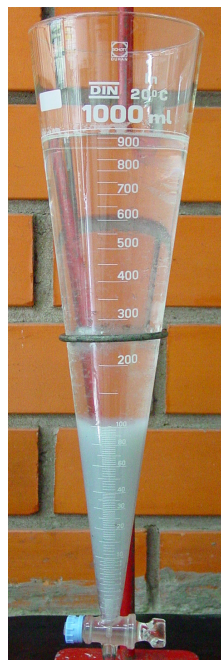
Um aspecto importante é que ambas alternativas estudadas, coagulação/floculação como adsorção/floculação/adsorção, proporcionam flocos que sedimentam rapidamente no regime de sedimentação floculenta (como definido por Tchobanoglous et al, 2003). Em laboratório o tempo todo do ciclo, mesmo incluindo os 30 minutos de dispersão do carvão ativado, não excede à 1 hora, o que torna o processo bastante rápido para ser realizado em batelada em planta industrial.

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 (Tabela 14). Isso pode ser explicado pelo fato de que as partículas de carvão ativado dão um maior peso ao lodo, compactando-o e proporcionando um descarte com menor teor de umidade (Figura 24).

Já em termos de geração de lodo, os estudos de laboratório mostraram que a quantidade gerada na coagulação/floculação foi de 200 mL L^{-1} no Cone de Imhoff e de $0,3 \text{ g L}^{-1}$ em base seca. Na adsorção/coagulação/floculação com $2,0 \text{ g L}^{-1}$ de carvão ativado, a quantidade de lodo gerada foi de 70 mL L^{-1} no Cone de Imhoff e $2,3 \text{ g L}^{-1}$ em base seca.



(a) efluente bruto



(b) efluente tratado por coagulação/floculação



(c) efluente tratado por adsorção/coagulação/floculação

Figura 24: Fotografias do efluente bruto, tratado por coagulação/floculação e por adsorção/coagulação/floculação no Cone de Imhoff.

5.3. Tratamento do efluente em laboratório pela reação de Fenton

A Tabela 15 apresenta os resultados obtidos no tratamento do efluente pela reação de Fenton. A partir de dosagens de $8 \text{ mL L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ e $0,66 \text{ g L}^{-1} \text{ FeSO}_4$ já ocorreu substancial diminuição na cor e turbidez do efluente e um aumento na tensão superficial.

Tabela 15. Dosagens de peróxido de hidrogênio e sulfato ferroso .

Concentração	Cor (Hazen)	Turbidez (NTU)	Tensão Superficial (mN m^{-1})	Massa de Lodo (g L^{-1})
Amostra Bruta	235	180	34	0
$1 \text{ mL L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ $0,08 \text{ g L}^{-1} \text{ FeSO}_4$	416	58	34	0,60
$2 \text{ mL L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ $0,16 \text{ g L}^{-1} \text{ FeSO}_4$	416	56	36	0,68
$4 \text{ mL L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ $0,33 \text{ g L}^{-1} \text{ FeSO}_4$	93	17	36	0,80
$8 \text{ mL L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ $0,66 \text{ g L}^{-1} \text{ FeSO}_4$	15	2,8	46	0,90
$16 \text{ mL L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ $1,32 \text{ g L}^{-1} \text{ FeSO}_4$	11	2,4	51	1,43

Pode-se observar na Tabela 16, que o tratamento com $8 \text{ mL L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ e $0,66 \text{ g L}^{-1} \text{ FeSO}_4$ proporciona um aspecto muito bom no efluente tratado. A remoção de sólidos suspensos, turbidez e cor foi bastante eficiente, incluindo ainda nitrogênio e fósforo. É possível observar a degradação dos componentes tensoativos nas dosagens mais elevadas empregadas na reação. A Figura 25 mostra redução na concentração de surfactantes e a mudança na tensão superficial. A análise de DQO não foi realizada, pois o peróxido de hidrogênio residual interferia na análise. Com relação aos aspectos toxicológicos, o processo mostrou o maior agravante. O radical hidroxila e/ou o peróxido de hidrogênio

residual apresentam efeito tóxico para o microcrustáceo *Daphnia similis* e para o peixe *Pimephales promelas*, o que demonstra que seria preocupante lançar este efluente tratado diretamente no corpo receptor, para as condições de tratamento estudadas.

Tabela 16. Parâmetros obtidos nos ensaios de tratamento pela Reação de Fenton (8 mL L⁻¹ H₂O₂ e 0,66 g L⁻¹ FeSO₄).

Parâmetro	Efluente Bruto	Reação de Fenton	Legislação
Parâmetros físico-químicos:			
pH	7,4	7,0	6,0 - 8,5
Sólidos Sed. (mL L ⁻¹)	4,0	0	< 1
Sólidos Susp. (mg L ⁻¹)	63,6	0	< 200
Turbidez (NTU)	138	0,33	-
Cor (Hazen)	300	3	-
DQO (mg L ⁻¹)	718,9	NA	< 450
Surfactantes (mg L ⁻¹)	38,5	0,2	< 2 ¹
Tensão Sup. (mN m ⁻¹)	33,0	67	-
Cloretos (mg L ⁻¹)	-	71,4	-
Sulfatos (mg L ⁻¹)	-	ND	-
Nitrogênio (mg L ⁻¹)	6,3	ND	10
Fósforo (mg L ⁻¹)	9,8	2,1	1
Parâmetros ecotoxicológicos:			
TA <i>Daphnia s.</i> (EC-50-48h, %)	5,2	0,8	-
TA <i>Daphnia s.</i> (FD-48h)	64	256	-
TA <i>Pimephales p.</i> (LC-50-96h, %)	4,4	11,1	-
TA <i>Pimephales p.</i> (FD-48h)	32	32	-
Lodo:			
Volume no C. de Imhoff (mL L ⁻¹)	Traços	100	1
Massa lodo gerado(g L ⁻¹)	Traços	0,9	-
Regime de sedimentação	Nula	Zonal	-

Tensão Superficial (mN m^{-1})

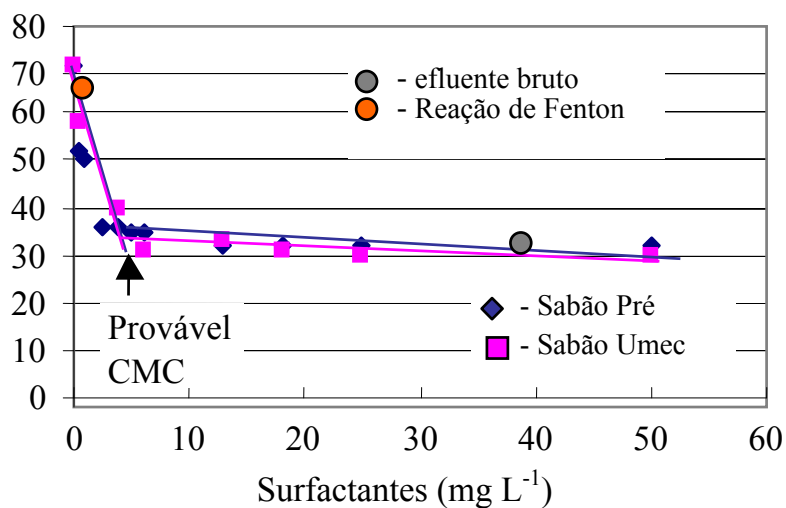


Figura 25. Curva tensão superficial x concentração de surfactantes de dois sabões comerciais utilizados na lavanderia industrial e localização destes parâmetros no efluente bruto e tratado pela Reação de Fenton ($8 \text{ mL L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ e $0,66 \text{ g L}^{-1} \text{ FeSO}_4$).

A grande vantagem do processo Fenton deve-se ao fato de unir, em um processo só, etapas de oxidação química e coagulação. Porém, como não foi empregado um polímero floculante (os flocos eram instáveis, provavelmente o polímero era degradado pelo radical hidroxila), o regime de sedimentação se caracterizou como zonal. Assim, o ciclo total do processo consumiu um grande período de tempo, pois foi necessário fazer o ajuste do pH para 3,0, esperar no mínimo umas 3 horas para o término da reação, ajuste do pH para 7,0 e precipitação do lodo.

A quantidade de lodo gerado foi alta, medida em 100 mL L^{-1} no Conde de Imhoff e em torno de $0,90 \text{ g L}^{-1}$ em base seca (Figura 26).

Ainda, deve-se considerar que um estudo detalhado não foi realizado sobre a resistência dos materiais empregados nos tanques em relação a um potencial de oxidação

tão alto. Em função desses fatos, optou-se por realizar os estudos em planta industrial através do processo tradicional de coagulação-floculação e adsorção/coagulação/floculação.



Figura 26. Fotografia do efluente a após a Reação de Fenton no Cone de Imhoff.

5.4. Tratamento do efluente na lavanderia industrial

Seguindo-se aos testes em escala de laboratório, foi realizada uma etapa de testes em escala industrial, na Lavanderia Expressa. Os ensaios realizados em escala industrial confirmaram os ensaios realizados em bancada, apresentando resultados já esperados quanto aos parâmetros físico-químicos analisados. Durante a realização destes ensaios em nível industrial, foram coletadas amostras para serem realizadas análises físico-químicas dos efluentes bruto, tratado por coagulação/floculação e tratado por adsorção/coagulação/floculação. Os resultados obtidos na etapa industrial, assim como uma análise do controle estatístico dos processos, estão nas Tabelas 17, 18, 19 e 20 e nas figuras 27, 28, 29 e 30. Os efluentes gerados na estação da lavanderia tiveram os seguintes parâmetros analisados:

- Sólidos sedimentáveis
- Sólidos suspensos
- DQO
- Surfactantes

Não foram realizadas análises da DBO do efluente, por uma questão operacional, pois é uma análise demorada para ser feita. Porém, uma aproximação do valor pode ser obtida através das análises de DQO, uma vez que a relação DQO/DBO do efluente fica em torno de 4,2 (vide Tabela 10). A temperatura exigida, abaixo de 40°C, não foi monitorada porque o efluente sempre era descartado a temperatura ambiente. Além desses parâmetros a licença de operação prevê um intervalo de pH de 6,0 a 8,5, porém o pH sempre foi ajustado para 6,5 em todas as bateladas.

A qualidade da água do efluente bruto e após os processos de tratamento foram analisados quanto a sua média, desvio padrão, intervalo dos valores, número de não conformidades e capacidade (Cpk). As análises da capacidade dos processos feitas foram do tipo “menor é melhor”, aplicado quando se tem uma especificação superior a ser atendida e a especificação inferior é tanto melhor quanto mais próximos for de zero os resultados obtidos.

A Figura 27 e a Tabela 17 apresentam os resultados obtidos para o efluente bruto e para os tratamentos por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação, em relação à concentração de sólidos sedimentáveis. De acordo com os resultados obtidos, observou-se que a única situação que não atende às exigências da FEPAM é o efluente bruto, que em nenhuma situação atendeu as exigências ambientais, podendo ser classificado como muito incapaz. Os efluentes tratados por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação sempre atenderam a especificação no parâmetro sólidos sedimentáveis, podendo ser classificados como extremamente capazes.

A Figura 28 e a Tabela 18 apresentam os resultados obtidos para o efluente bruto e para os tratamentos por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação, em relação à quantidade de sólidos suspensos. De acordo com os resultados obtidos observou-se que tanto o efluente bruto, quanto os efluentes tratados por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação, sempre atenderam as especificações em relação ao parâmetro sólidos suspensos. Em relação a este parâmetro, o efluente bruto é classificado

como muito capaz e após os processos de tratamento por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação os processos classificados como extremamente capazes.

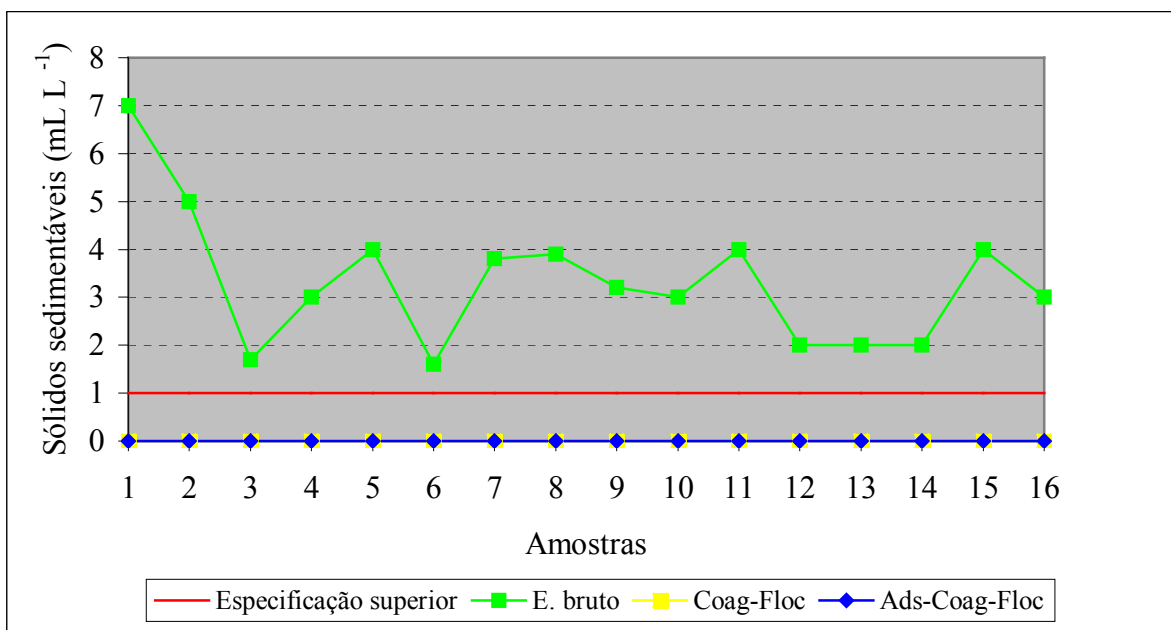


Figura 27. Resultados do acompanhamento do tratamento do efluente em escala industrial em relação ao parâmetro sólidos sedimentáveis.

Tabela 17. Avaliação estatística da capacidade dos processos de tratamento de efluentes em relação ao parâmetro sólidos sedimentáveis.

Processo	Especificação	Média	Desvio Padrão	Intervalo dos valores	Não conformid. (n = 16)	Cpk	Capac
E. Bruto	1mL L ⁻¹	3,3	1,4	1,6 – 7,0	16	- 0,54	Muito incapaz
Coag-floc.	1mL L ⁻¹	0	0	0	0	α	Extr. capaz
Ads-coag-floc	1mL L ⁻¹	0	0	0	0	α	Extr. capaz

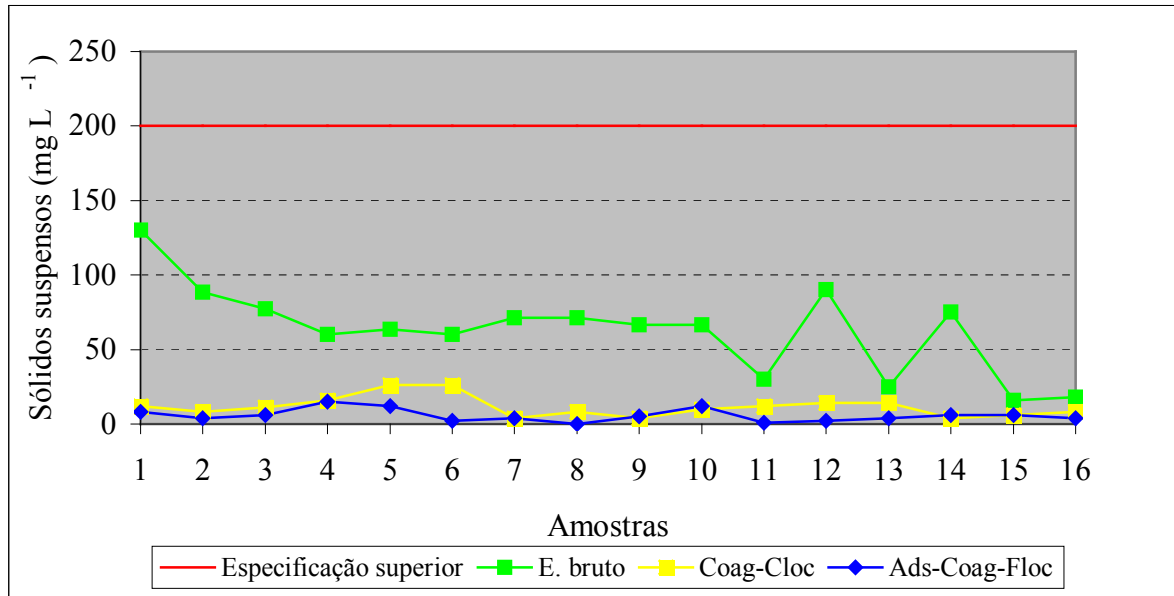


Figura 28. Resultados do acompanhamento do tratamento do efluente em escala industrial em relação ao parâmetro sólidos suspensos.

Tabela 18. Avaliação estatística da capacidade dos processos de tratamento de efluentes em relação ao parâmetro sólidos suspensos.

Processo	Especificação	Média	Desvio Padrão	Intervalo dos valores	Não conformid. (n = 16)	Cpk	Capac.
E. Bruto	200 mg L ⁻¹	63,0	29,6	16 - 130	0	1,54	Muito capaz
Coag-floc.	200 mg L ⁻¹	11,4	6,8	4 - 26	0	9,24	Extr. capaz
Ads-coag-floc	200 mg L ⁻¹	5,6	4,2	0 - 15	0	15,4	Extr. capaz

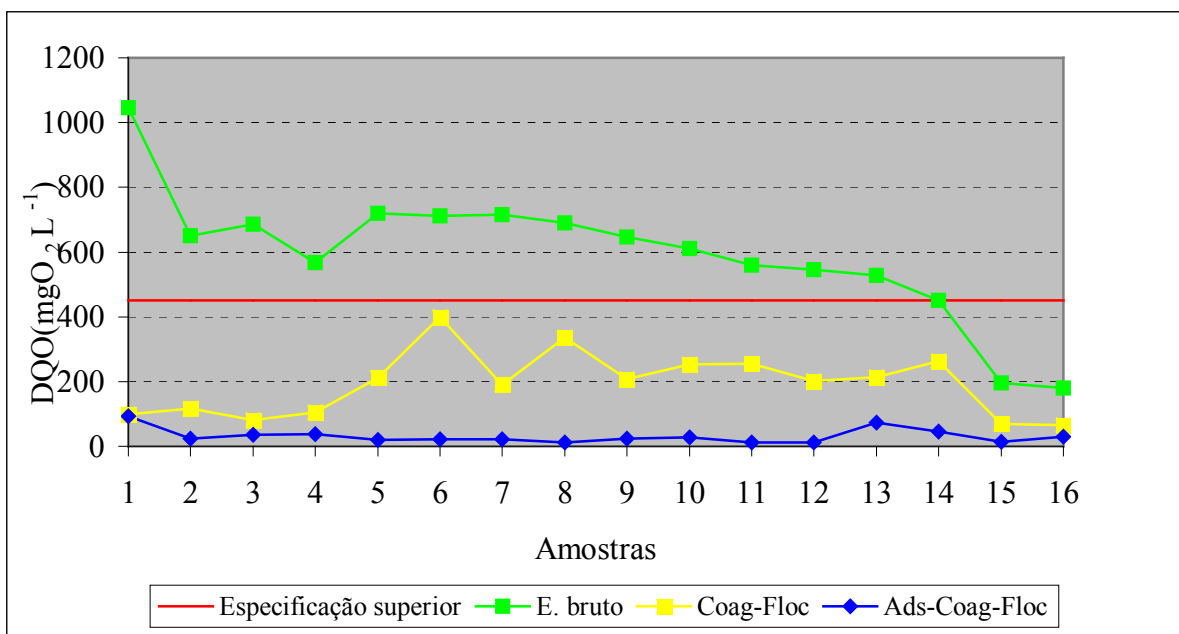


Figura 29. Resultados do acompanhamento do tratamento do efluente em escala industrial em relação ao parâmetro DQO.

Tabela 19. Avaliação estatística da capacidade dos processos de tratamento de efluentes em relação ao parâmetro DQO.

Processo	Especificação	Média	Desvio Padrão	Intervalo dos valores	Não conformid. (n = 16)	Cpk	Capac.
E. Bruto	450 mg L ⁻¹	543,8	243,3	179,4 - 1046,5	11	- 0,12	Muito incapaz
Coag-floc.	450 mg L ⁻¹	189,5	100,8	41,1 - 399,0	0	0,86	Incapaz
Ads-coag-floc	450 mg L ⁻¹	31,4	22,8	12 - 93,4	0	6,11	Ext. capaz

A Figura 29 e a Tabela 19 apresentam os resultados obtidos para o efluente bruto e para os tratamentos por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação, em relação à DQO. De acordo com os resultados obtidos observou-se que o efluente bruto freqüentemente não atende a exigência da FEPAM, podendo ser classificado como muito incapaz em relação a este parâmetro. O efluente tratado por coagulação/floculação, mesmo não apresentando não conformidades nas 16 amostras coletadas, foi classificado como incapaz. O efluente tratado por adsorção/coagulação/floculação foi classificado como extremamente capaz. Quando o efluente foi originado de uma lavagem doméstica de roupas notou-se uma diminuição do valor da DQO, como nas amostras de número 15 e 16 que mesmo sem tratamento atendem a exigência da FEPAM para descarte do efluente.

A Figura 30 e a Tabela 20 apresentam os resultados obtidos para o efluente bruto e para os tratamentos por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação, em relação à concentração de surfactantes. De acordo com os resultados obtidos observou-se o efluente bruto e o tratado por coagulação-floculação não atendem a exigência da FEPAM, ficando acima do limite da especificação e sendo classificados como muito incapazes. O único processo de tratamento que atende às exigências da FEPAM é o tratamento por adsorção/coagulação/floculação, revelando-se um processo extremamente capaz.

Os resultados obtidos nas análises físico-químicas mostram que o único efluente que satisfaz às exigências do órgão ambiental é o efluente tratado pelo processo de adsorção/coagulação/floculação. O efluente bruto apresenta problemas quanto aos parâmetros surfactantes, DQO e sólidos sedimentáveis, que ultrapassam os valores determinados pela licença operação da lavanderia, já os efluentes tratados pelo processo de coagulação/floculação, apresenta problemas em relação a DQO em algumas amostras e os surfactantes que permanecem em concentrações acima da permitida em todas as amostras analisadas. Quanto à análise de capacidade dos efluentes, o único processo que é capaz, é o tratamento por adsorção/coagulação/floculação, pois o mesmo é o único que submetido a uma análise de capacidade, foi aprovado em todos os parâmetros exigidos pela FEPAM através da licença operação da empresa.

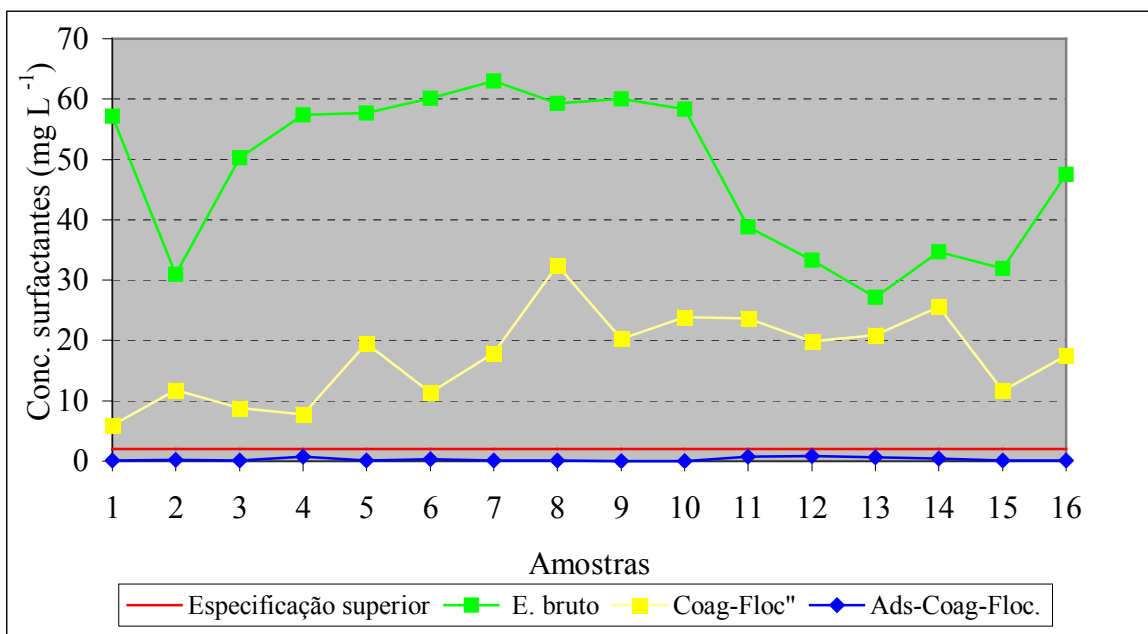


Figura 30. Resultados do acompanhamento do tratamento do efluente em escala industrial, em relação ao parâmetro surfactantes.

Tabela 20. Avaliação estatística da capacidade dos processos de tratamento de efluentes em relação ao parâmetro surfactantes.

Processo	Especificação	Média	Desvio Padrão	Intervalo dos valores	Não conform. (n = 16)	Cpk	Capacid.
E. Bruto	2 mg L ⁻¹	45,5	16,6	13,3 – 63,0	16	- 0,87	Muito incapaz
Coag-floc.	2 mg L ⁻¹	17,4	7,3	5,9 – 32,5	16	- 0,70	Muito incapaz
Ads-coag-floc	2 mg L ⁻¹	0,28	0,27	0,05 – 0,8	0	2,12	Ext. capaz

5.5. Reciclagem do efluente na lavanderia industrial

A Tabela 21 apresenta resultados da análise físico-química e microbiológica da água tratada realizada com o objetivo de reciclagem do efluente após o tratamento. Os resultados podem ser comparados com a água do poço artesiano utilizado pela lavanderia e com o valor máximo permitido para fins de potabilidade pela legislação brasileira.

Pode-se observar que a água tratada pelo processo de adsorção/coagulação/floculação apresenta-se dentro dos níveis máximos permitidos exigidos pela legislação. Porém, quando comparada com a água do poço, observa-se que nos efluentes tratados por adsorção/coagulação/floculação e pela reação de Fenton há uma maior concentração de íons dissolvidos, o que pode ser facilmente observado pelos índices de condutividade e dureza. Isso se deve a alta concentração de reagentes colocados na lavagem de roupas e após no tratamento do efluente. O aumento da concentração de sais dissolvidos é um dos principais problemas enfrentados na lavagem de roupas, como já reportado nos trabalhos de Wollner et al (1954), Andersen et al (2002) e Rodriguez et al (2000); exigindo a purga de água do processo e entrada de água nova.

Na água tratada por adsorção/coagulação/floculação constatou-se a presença de bactérias heterotróficas, provavelmente porque a água possui concentrações residuais de goma e outros compostos orgânicos, que favoreçam o crescimento de microrganismos. Porém, na água tratada pela Reação de Fenton, a presença de microrganismos não foi detectada, o que demonstra a ação desinfectante do radical hidroxila.

Mesmo após o tratamento do efluente, a empresa sente-se receosa para implementar a reciclagem da água, principalmente na lavagem de roupas. O crescimento bacteriano e a presença de cheiro são fatores que impedem a reciclagem da água para a lavagem, fazendo que a empresa prefira o reúso somente para fins de lavagem de pisos e outras instalações da lavanderia. Estima-se que o consumo de água na Empresa, para fins de limpeza de pisos, seja da ordem de $2 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, o que permitiria uma diminuição do consumo de água na empresa da ordem de 20 a 30%.

Mesmo assim, neste trabalho, procurou-se fazer uma tentativa de reciclagem do efluente para lavagem de roupas considerando o efluente tratado por adsorção/coagulação/floculação e pela Reação de Fenton.

Tabela 21. Análises de potabilidade da água do poço, tratada por adsorção/coagulação/floculação (dosagem de 2 g L^{-1} de carvão ativado em pó, 800 mg L^{-1} de sulfato de alumínio, pH 6,5, 2 mg L^{-1} de polímero catiônico) e pela Reação de Fenton (dosagem de $0,66 \text{ g L}^{-1}$ de FeSO_4 e 8 mL L^{-1} de H_2O_2).

Parâmetro	Água do poço	Tratado por Ads/Coag/Floc	Reação de Fenton	Valor Máximo Permissível
Odor	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Cor	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
pH	6,20	7,66	7,0	6 – 9,5
Turbidez (NTU)	0,30	2,03	0,33	5
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	27	710	3870	2000
Cloretos (mg L^{-1})	8,0	31,4	47,8	250
Dureza total (mg L^{-1} de CaCO_3)	16,0	116,2	49,3	500
Sódio (mg L^{-1})	7,6	84,2	640	1000
Potássio (mg L^{-1})	1,0	17,5	23	500
Nitritos (mg L^{-1})	1,3	0,02	ND	1
Nitrato (mg L^{-1})	ND	6,95	23,6	10
Sulfatos (mg L^{-1})	-	120	-	250
Surfactantes (mg L^{-1})	-	0,12	0,24	0,5
Alumínio (mg L^{-1})	0,08	ND	ND	0,2
Zinco (mg L^{-1})	-	ND	0,43	5,0
Cobre (mg L^{-1})	ND	ND	ND	1,0
Manganês (mg L^{-1})	ND	0,39	0,20	0,1
Ferro (mg L^{-1})	0,01	ND	0,09	0,3
Cromo hexavalente (mg L^{-1})	ND	ND	ND	0,05
Coliformes fecais (NMP mL^{-1})	0	0	0	Ausente
Coliformes totais (NMP mL^{-1})	0	80	0	Ausente
Contag. bact. het. (UFC mL^{-1})	0	$4,6 \times 10^3$	0	Ausente

ND – não detectado

Com a finalidade de avaliar a qualidade de uma lavagem de roupas, utilizando o efluente tratado pelos processos de coagulação/floculação, adsorção/coagulação/floculação e pela Reação de Fenton, foi idealizada uma etapa de lavagem de roupas utilizando o efluente nas lavagens e nos enxágües das roupas.

Todas as lavagens utilizaram os mesmos insumos: sabão em pó e amaciante para roupas e o procedimento de lavagem foi o mesmo, mudando somente a água utilizada. Após a secagem da roupa, foram realizados testes de alvura no tecido das camisetas, com o objetivo de medir a alvura do mesmo e avaliar se existiram variações no desempenho da lavagem das roupas em função do tipo de água utilizada. A Tabela 22 apresenta os resultados das análises colorimétricas nos tecidos sem haver um procedimento prévio de introdução de sujeiras e a Tabela 23 apresentam os resultados obtidos nas medidas realizadas nas camisetas após sujas com solo.

Tabela 22. Resultados obtidos nas medidas colorimétricas realizadas nas camisetas brancas sem haverem sido sujas com solo.

Água de lavagem	L*	a*	b*	C*	h°	$\Delta E - \Delta E$ (branco)
Branco	92,8928	0,6644	-4,7988	4,8446	277,8829	0
Poço	92,5064	0,8310	-3,4264	3,5260	283,6319	0,4455
Fenton	93,1021	0,5624	-0,8951	1,9809	287,0060	-0,1040
Coag/floc	93,5419	0,8358	-4,0557	4,1422	281,6464	-0,6144
Ads/coag/floc	92,5152	0,7680	-2,3580	2,4817	288,0971	0,4706

Obs: a roupa medida como branco não foi lavada

Tabela 23. Resultados obtidos nas medidas colorimétricas realizadas nas camisetas brancas que foram sujas previamente com solo.

Água de lavagem	L*	a*	b*	C*	h°	$\Delta E - \Delta E$ (branco)
Branco	92,8928	0,6644	-4,7988	4,8446	277,8829	0
Corsan*	92,6061	0,8503	-4,1640	4,2522	281,5341	0,3154
Fenton*	92,5495	0,4298	-0,7719	0,9122	309,0626	0,4652
Coag/floc*	92,6380	0,5889	-5,0416	5,0759	276,6730	0,2420
Ads/coag/floc*	91,8099	0,5862	-2,7775	2,8394	281,8252	0,4655

Obs: A roupa medida como branco não foi lavada

Para saber se houveram diferenças entre as lavagens, os resultados de ΔE de cada lavagem foi comparado como valor em branco, aplicando-se a seguinte regra :

- Se ΔE menor que 0,2, a diferença de cor é imperceptível
- Se ΔE for de 0,2 a 0,5, a diferença de cor é muito pequena
- Se ΔE for de 0,5 a 1,5, a diferença de cor é pequena
- Se ΔE for de 1,5 a 3,0, a diferença de cor é distinguível
- Se ΔE for de 3,0 a 6,0, a diferença de cor é facilmente distinguível
- Se ΔE for de 6,0 a 12,0, a diferença de cor é grande
- Se ΔE for maior que 12,0, a diferença de cor é muito grande

De acordo com os resultados obtidos, pode-se dizer que houve muito pouca diferença entre as lavagens. Para as roupas que não foram previamente sujas, a lavagem mais efetiva foi através do processo de coagulação/floculação e após a Reação de Fenton. Pode-se observar que o ΔE foi negativo, indicando que o tecido ficou ainda mais branco. Isso pode ser explicado pela presença de agentes oxidantes presentes no efluente. No efluente tratado por coagulação/floculação, é provável a presença de cloro livre. No efluente gerado pela reação de Fenton de peróxido de hidrogênio e do radical hidroxila.

Observa-se, no entanto, que na camiseta lavada por coagulação/floculação constatou-se um cheiro desagradável (Tabelas 24 e 25). Os outros resultados obtidos nas medidas da alvura das camisetas apontam para uma diferença pequena de cor nas camisetas em relação à camiseta padrão.

Para as roupas que foram previamente sujas, observou-se que todas as águas removeram eficientemente a mancha de solo da camiseta. Em nenhuma situação foi observado um aumento da alvura. Ainda, todos os valores de ΔE observados mostram que os valores de alvura foram imperceptíveis ao olho humano.

Quanto à resposta das medidas para a cor azul (b), os resultados indicam um aspecto interessante. Os sabões em pó utilizados para a lavagem de roupas trazem em sua composição anilinas (chamados de branqueadores óticos), que tem a função de realçar o branco na visão humana (Osório e Oliveira, 2000). As camisetas lavadas com o efluente após a Reação de Fenton apresentaram uma menor resposta para o azul, o que indica que as anilinas foram oxidadas durante o tratamento. Para a cor amarela (a), a resposta foi parecida em todos os testes, o que significa que a diferença entre as peças pode ser considerada como muito pequena e que a presença do ferro não é marcante.

Em relação às outras características das peças como aparência das peças e odor, as peças foram avaliadas por três diferentes pessoas, e os resultados da análise perceptiva encontra-se na Tabela 24. Os seguintes itens foram observados: aparência, cheiro, maciez, cor e limpeza das camisetas. O item aparência mereceu reparos nas camisetas lavados com o efluente dos processos de coagulação/floculação e adsorção/coagulação/ floculação, que apresentaram alguns pequenos flocos aderidos, o que seria resolvido com uma filtração do efluente após o tratamento. O item cheiro só apareceu nas camisetas lavadas com os efluentes tratados por coagulação/floculação. A maciez do tecidos foi considerada boa em todas as peças enquanto a cor foi satisfatória em todas as peças, assim como a remoção da sujeira das peças onde ela foi provocada propositalmente.

Tabela 24. Resultados na análise perceptiva em relação aparência, cheiro, maciez, cor e limpeza das camisetas brancas lavadas com os diferentes efluentes sem procedimento prévio de adição de sujeira.

Observador 1				
Parâmetro	Poço	Fenton	Coag/Floc	Ads/Coag/Floc
Aparência	Boa	Boa	Boa	Boa
Cheiro	Agradável	Não	Desagradável	Agradável
Maciez	Sim	Sim	Sim	Sim
Cor	Branco	Branco	Manchas Cinzas	Pontos Pretos
Limpeza	Sim	Sim	Sim	Sim
Observador 2				
Parâmetro	Poço	Fenton	Coag/Floc	Ads/Coag/Floc
Aparência	Boa	Boa	Boa	Boa
Cheiro	Agradável	Sem cheiro	Desagradável	Agradável
Maciez	Sim	Sim	Sim	Sim
Cor	Branco	Branco	Pontos cinzas	Pontos Pretos
Limpeza	Sim	Sim	Sim	Sim
Observador 3				
Parâmetro	Poço	Fenton	Coag/Floc	Ads/Coag/Floc
Aparência	Boa	Boa	Boa	Boa
Cheiro	Agradável	Sem cheiro	Desagradável	Agradável
Maciez	Sim	Sim	Sim	Sim
Cor	Branco	Branco	Manchas cinzas	Pontos Pretos
Limpeza	Sim	Sim	Sim	Sim

Tabela 25. Resultados na análise perceptiva em relação aparência, cheiro, maciez, cor e limpeza das camisetas brancas lavadas com os diferentes efluentes com procedimento prévio de adição de sujeira.

Observador 1				
Parâmetro	Poço	Fenton	Coag/Floc	Ads/Coag/Floc
Aparência	Boa	Boa	Boa	Boa
Cheiro	Agradável	Sem Cheiro	Desagradável	Agradável
Maciez	Sim	Sim	Sim	Sim
Cor	Branca	Branco	Manchas cinzas	Pontos Pretos
Limpeza	Sim	Sim	Sim	Sim
Observador 2				
Parâmetro	Poço	Fenton	Coag/Floc	Ads/Coag/Floc
Aparência	Boa	Boa	Boa	Boa
Cheiro	Agradável	Sem Cheiro	Desagradável	Agradável
Maciez	Sim	Sim	Sim	Sim
Cor	Branca	Branco	Manchas cinzas	Pontos Pretos
Limpeza	Sim	Sim	Sim	Sim
Observador 3				
Parâmetro	Poço	Fenton	Coag/Floc	Ads/Coag/Floc
Aparência	Boa	Boa	Boa	Boa
Cheiro	Agradável	Sem Cheiro	Desagradável	Agradável
Maciez	Sim	Sim	Sim	Sim
Cor	Branca	Branco	Manchas cinzas	Pontos Pretos
Limpeza	Sim	Sim	Sim	Sim

Com base nos resultados obtidos pode-se afirmar que com exceção dos efluentes tratados por coagulação/floculação, que apresentou problema devido ao odor nas peças lavadas, os efluentes tratados por adsorção/coagulação/floculação e pela Reação de Fenton, são passíveis de serem reciclados ao processo de lavagem, nas etapas iniciais da lavagem onde não se requer uma água de qualidade superior, no entanto deve-se ter uma etapa de filtração após o tratamento, com o objetivo de se evitar a passagem de flocos para o efluente tratado e conseqüente presença de manchas nas roupas lavadas.

Entretanto, neste trabalho somente foi avaliada a reciclagem em uma única etapa da água. Sugere-se que em trabalhos futuros se faça uma investigação dos fatores envolvidos na reciclagem em sucessivas vezes do efluente, em aspectos como o aumento da salinidade, o consumo de reagentes, a qualidade da roupa lavada, a proporção de descarte e a entrada de água nova no sistema.

5.6. Estimativa de custos com insumos no tratamento do efluente

Com o objetivo de analisar os custos do tratamento dos efluentes da lavanderia pelos diferentes processos estudados, foi estabelecido um comparativo de custos de insumos para cada tratamento tomando-se como base às condições ótimas obtidas nos ensaios de coagulação/floculação, adsorção/coagulação/floculação e da Reação de Fenton.

Apesar dos estudos revelarem que a água tratada por coagulação/floculação não é adequada para o descarte no meio ambiente nem para reciclagem, o levantamento de custos desta alternativa também foi feito por ser uma prática bastante empregada pelas empresas do setor, servindo de comparação para os demais processos. A relação completa das dosagens e do preço unitário dos insumos usados nos tratamentos encontra-se na Tabela 26.

Tabela 26. Produtos químicos, dosagens e custos unitários dos reagentes empregados no tratamento do efluente da lavanderia industrial.

Produto Químico	Dosagem g m ⁻³	Preço* R\$ kg ⁻¹
Sulfato de alumínio (pó)	800	1,20
Soda Caustica (50%)	400	0,25
Soda cáustica (50%)	200	1,87
Ácido Clorídrico**	200 - 400	0,72
Sulfato Ferroso	660	0,94
Peróxido de Hidrogênio (100V)	8000	2,80
Poliacrilamida catiônica Nalco 8589	2	34,10
Carvão ativado em pó	2000	1,50

* Cotações dos fabricantes – base janeiro de 2005.

** Uso eventual para ajuste de pH

A Tabela 27 apresenta os custos com insumos químicos envolvidos no tratamento por coagulação/floculação, adsorção/coagulação/floculação e pela Reação de Fenton. Os custos dos tratamentos apresentados refletem o custo dos insumos, multiplicado pela vazão diária de 20 m³ dia⁻¹ por um período de 30 dias. O tratamento por coagulação/floculação foi o tratamento mais econômico representando um custo de R\$ 678,00 por mês para a sua operação de acordo com as condições estabelecidas. O tratamento pelo processo de adsorção/coagulação/floculação, apresentou um custo de R\$ 1.638,00 por mês, mostrando-se mais caro que o tratamento convencional, porém mais barato do que se fosse utilizada a Reação de Fenton no tratamento dos efluentes, que apresentou um custo de R\$13.956,00 por mês, sendo que o custo inviabiliza a sua utilização, apesar do efluente tratado se apresentar adequado para a reciclagem no processo de lavagem.

Tabela 27. Custos dos insumos químicos envolvidos no tratamento do efluente da lavanderia industrial nas diferentes alternativas investigadas.

Tratamento com sulfato de alumínio e poliacrilamida catiônica:

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

Custo da cal: $400 \text{ g m}^{-3} \times 0,25 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,10 \text{ R\$ m}^{-3}$

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: $1,13 \text{ R\$ m}^{-3}$

Custo estimado em insumos: $1,13 \text{ R\$ m}^{-3} \times 20 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1} \times 30 \text{ dias mês}^{-1} = \text{R\$ } 678,00 \text{ mês}^{-1}$

Tratamento com carvão ativado, sulfato de alumínio e poliacrilamida catiônica:

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

Custo da cal: $400 \text{ g m}^{-3} \times 0,25 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,10 \text{ R\$ m}^{-3}$

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 do carvão ativado: $2000 \text{ mL m}^{-3} \times 0,80 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 1,60 \text{ R\$ m}^{-3}$

Custo total do tratamento com sulfato de alumínio mais carvão ativado: $2,73 \text{ R\$ m}^{-3}$

Custo estimado em insumos: $3,00 \text{ R\$ m}^{-3} \times 20 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1} \times 30 \text{ dias mês}^{-1} = \text{R\$ } 1.638,00 \text{ mês}^{-1}$

Tratamento pela Reação de Fenton:

Custo de sulfato ferroso: $660 \text{ g m}^{-3} \times 0,80 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,52 \text{ R\$ m}^{-3}$

Custo de ácido: $200 \text{ mL m}^{-3} \times 0,72 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,14 \text{ R\$ m}^{-3}$

Custo de cal : $800 \text{ g m}^{-3} \times 0,25 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 0,20 \text{ R\$ m}^{-3}$

Custo do peróxido de hidrogênio: $8000 \text{ mL m}^{-3} \times 2,80 \text{ R\$ kg}^{-1} \times 1 \text{ kg } 1000\text{g}^{-1} = 22,40 \text{ R\$ m}^{-3}$

Custo total do tratamento pela Reação de Fenton: $23,26 \text{ R\$ m}^{-3}$

Custo estimado em insumos: $23,80 \text{ R\$ m}^{-3} \times 20 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1} \times 30 \text{ dias mês}^{-1} = \text{R\$ } 13.956,00 \text{ mês}^{-1}$

Obs: a estimativa do custo mensal foi realizada adotando uma vazão de $20 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$.

5.7. Tratamento, caracterização e descarte do lodo gerado

Nos estudos realizados em relação ao tratamento de efluentes, três tipos de lodos foram gerados:

- (a) lodo do tratamento por coagulação/floculação;
- (b) lodo do tratamento por adsorção/coagulação/floculação;
- (c) lodo da reação de Fenton.

Neste capítulo somente será considerado o lodo gerado pelo processo de coagulação/floculação. Pois o lodo gerado por adsorção/coagulação/floculação na verdade é o mesmo lodo misturado com uma grande quantidade de carvão ativado (vide Tabela 14) e como já discutido, se a ordem dos reagentes for modificada para coagulação/floculação/adsorção, obtém-se em separado o lodo da precipitação dos hidróxidos de alumínio com o material suspenso do carvão ativado. O lodo gerado na reação de Fenton não foi utilizado uma vez que o processo não foi aplicado em escala industrial e assim não houve a geração de resíduo em quantidade suficiente para os estudos. Entretanto, um estudo bastante detalhado comparativo da periculosidade conforme definido pela NBR 10.004 e das propriedades termogravimétricas do lodo gerado no tratamento por coagulação/floculação com os coagulantes sulfato de alumínio e tanino catiônico foi realizado por Cruz (2004).

A secagem do lodo gerado na estação de tratamento de efluentes é uma operação essencial. A Figura 31 apresenta os resultados obtidos na secagem do lodo em um leito de secagem e a Figura 32 ilustra o aspecto geral do lodo desidratado. Pode-se observar que, no leito, é necessário quase 2 semanas para a secagem do material. O lodo que sai dos leitos de separação água-lodo inicialmente apresenta teor de água de 97% de umidade, chegando, ao final do ciclo, a teor de 4% de umidade. Por esse tempo ser bastante prolongado, uma etapa de desaguamento anterior é importante, sendo recomendado o uso de um filtro-prensa.

A Lavanderia Expressa adquiriu um filtro-prensa e o equipamento encontra-se atualmente em fase de instalação. Estudos preliminares com o filtro-prensa na Universidade de Passo Fundo indicaram que a filtração do lodo da lavanderia é bastante eficiente, porém o uso de terra diatomácea foi necessário (Brião, 2004).

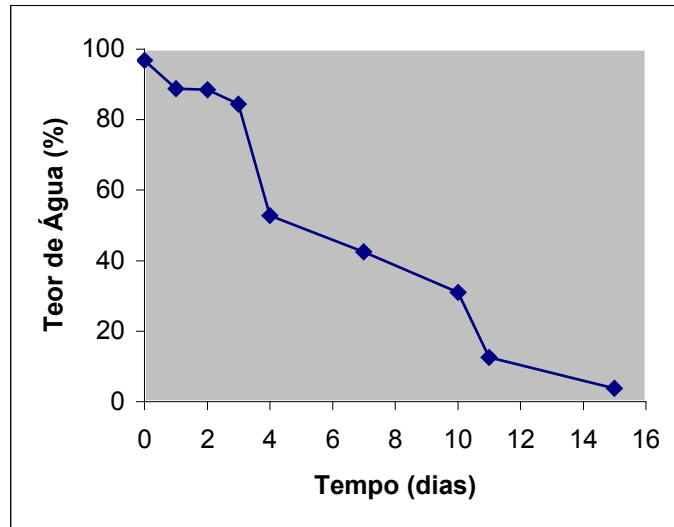


Figura 31. Secagem do lodo do processo de coagulação/floculação em função do tempo em um leito de secagem.



Figura 32. Fotografia do lodo do processo de coagulação/floculação (direita) e lodo do processo de adsorção/coagulação/floculação (esquerda) desidratados.

O lodo do tratamento por coagulação-floculação foi submetido às análises de periculosidade conforme a NBR 10.004 (ABNT, 1987a), análises de fluorescência de raio-x, difração de raio-x e termogravimétrica.

As Tabelas 28 e 29 mostram, respectivamente, os resultados obtidos nos ensaios de lixiviação e solubilização de acordo com as NBR's 10.005 e 10.006, respectivamente. As análises realizadas de acordo com as prescrições da NBR 10.004 (1987a) e com as diretrizes estabelecidas pela FEPAM classificam o resíduo como Classe II – Não Inerte. Os materiais que solubizam e que levam o resíduo a ser classificado como Classe II são o sódio, cloretos, alumínio e a dureza (elementos cálcio e/ou magnésio).

Tabela 28. Resultados do ensaio de lixiviação do lodo do processo de coagulação/floculação, gerado na estação de tratamento de efluentes da Lavanderia Expressa.

Parâmetro	Resultado da Amostra	Limite Máximo (NBR 10.004)
Arsênio (mg L ⁻¹)	ND	5,0
Bário (mg L ⁻¹)	0696	100,0
Cádmio (mg L ⁻¹)	0005	0,5
Chumbo (mg L ⁻¹)	0030	5,0
Cromo (mg L ⁻¹)	ND	50
Merúrio (mg L ⁻¹)	ND	01
Fluoreto (mg L ⁻¹)	< 008	150,0
Prata (mg L ⁻¹)	ND	5,0
Selênio (mg L ⁻¹)	ND	1,0

Tabela 29. Resultados do ensaio de solubilização do lodo do processo de coagulação/floculação, gerado na estação de tratamento de efluentes da Lavanderia Expressa.

Parâmetro	Resultado da Amostra	Limite Máximo (NBR 10.004)
Dureza (mg L ⁻¹)	826,02	500,00
Fenol (mg L ⁻¹)	ND	0,001
Mercúrio (mg L ⁻¹)	ND	0,001
Arsênio (mg L ⁻¹)	ND	0,05
Bário (mg L ⁻¹)	0,348	1,0
Cádmio (mg L ⁻¹)	0,008	0,005
Chumbo (mg L ⁻¹)	0,045	0,05
Cromo (mg L ⁻¹)	ND	0,05
Alumínio (mg L ⁻¹)	2,092	0,2
Ferro (mg L ⁻¹)	0,143	0,3
Manganês (mg L ⁻¹)	0,035	0,1
Sódio (mg L ⁻¹)	247,5	200,0
Zinco (mg L ⁻¹)	0,032	5,0
Cobre (mg L ⁻¹)	ND	1,0
Cianeto (mg L ⁻¹)	< 0,1	0,1
Fluoreto (mg L ⁻¹)	< 0,08	15
Nitrato (mg L ⁻¹)	2,37	10,0
Cloreto (mg L ⁻¹)	631,71	250,0
Sulfato (mg L ⁻¹)	165,66	400,0
Surfactantes (mg L ⁻¹)	ND	0,2

A Figura 33 e a Tabela 30 apresentam os resultados da análise de fluorescência de raio-x. Os resultados obtidos demonstram que os principais elementos metálicos presentes no lodo são o cálcio e o alumínio. A alta concentração desses elementos é devido a utilização de sulfato de alumínio como agente coagulante e cal hidratada para corrigir o pH, durante os tratamentos dos efluentes realizados na lavanderia, que costumeiramente utiliza estes produtos em sua estação de tratamento de efluentes.

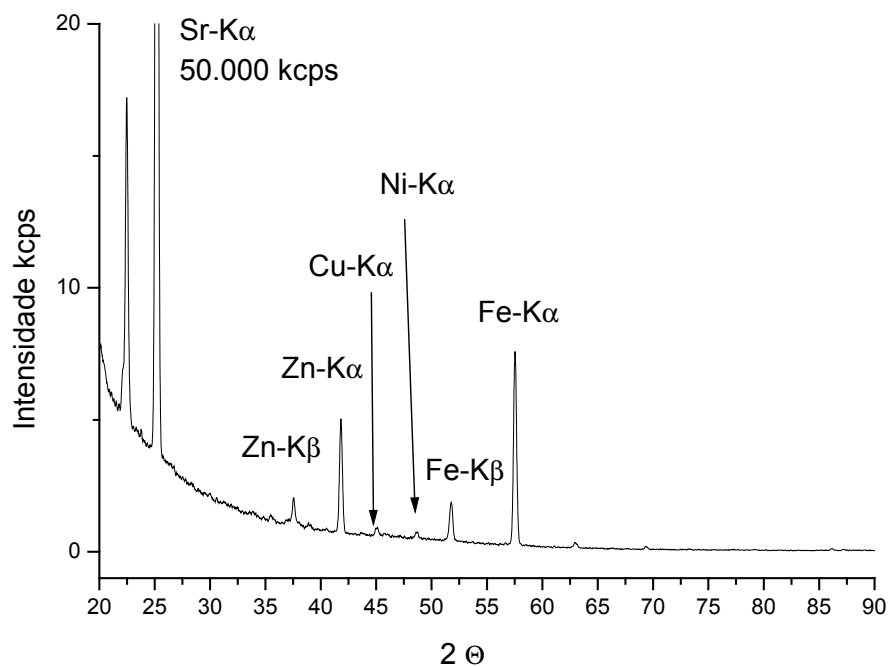


Figura 33. Fluorescência de raios x do lodo gerado no tratamento por coagulação/floculação.

Tabela 30. Resultado semi-quantitativo por fluorescência de raios x de elementos metálicos presentes no lodo do tratamento por coagulação/floculação.

Metal	% na Amostra	Padrão
Al	17,0	Al ₂ O ₃
Ca	63,1	CaO
K	0,4	K ₂ O
Cl	0,2	Cl
S	4,1	SO ₃
P	2,2	P ₂ O ₅
Si	5,1	SiO ₂
Na	1,2	Na ₂ O
Mg	6,3	MgO
Fe	0,3	Fe ₂ O ₃
Sr	0,1	SrO

Também foi realizada uma análise de difração de raio-x, com o objetivo de avaliar a presença dos compostos cristalinos no lodo resultante do tratamento dos efluentes por coagulação/floculação. O resultado da análise de difração está demonstrado através da Figura 34.

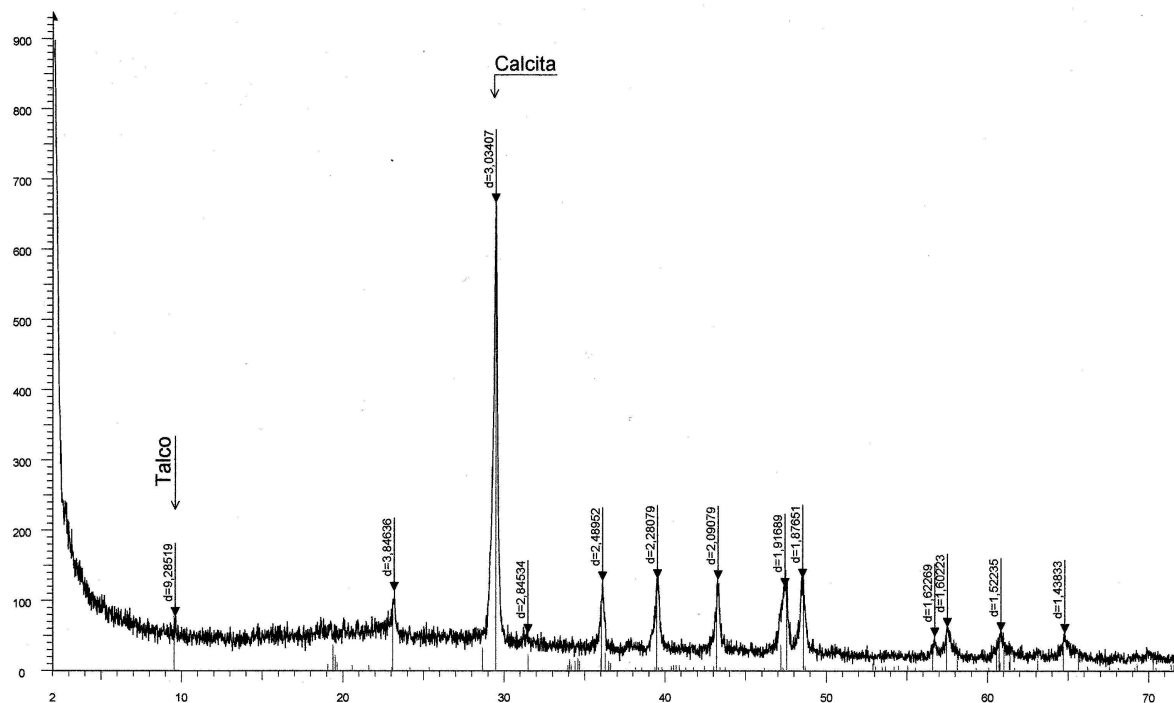


Figura 34. Difração de raios x do lodo gerado no tratamento por coagulação/floculação.

O resultado da difração de raio-x demonstrou a presença majoritária dos compostos talco e calcita. O talco é formado por uma mistura de óxidos de cálcio e magnésio e a calcita por carbonato de cálcio. Como já discutido, o cálcio está presente devido a utilização de cal hidratada como corretor de pH no tratamento dos efluentes na estação da empresa.

Por fim, foi realizada uma análise termogravimétrica, com o objetivo de determinar a perda de massa por parte do lodo, se submetido a uma elevação de temperatura até a faixa

dos 1000°C. O resultado da análise termogravimétrica do lodo do tratamento dos efluentes da lavanderia por coagulação/floculação está representado na Figura 35.

O resultado obtido demonstra ser o lodo composto em sua maioria por material inorgânico, sendo que foi de aproximadamente 40% a perda de massa do lodo em função da elevação da temperatura que o mesmo foi submetido.

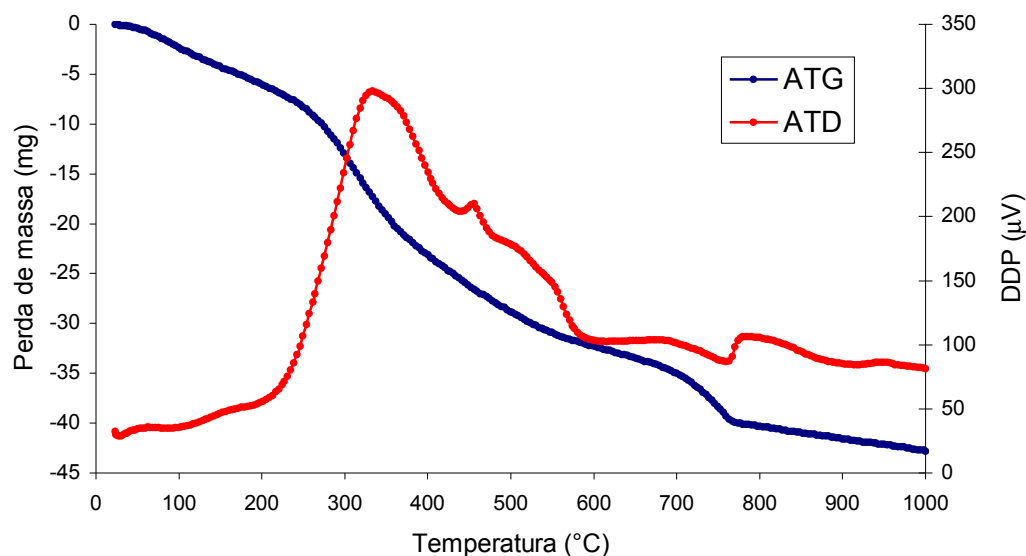


Figura 35. Análise termogravimétrica do lodo gerado no tratamento por coagulação/floculação.

O volume de lodo gerado na estação de tratamento de efluentes considerando somente o processo de coagulação-floculação é de cerca de 180 kg/mês em base seca. Em função do porte da empresa, a melhor opção para descarte é o envio do resíduo para um aterro de resíduos industriais licenciado. Entretanto, para minimizar os custos, é importante que se faça a maior remoção de água possível.

A literatura relata algumas possibilidades para o reúso do lodo gerado no tratamento de efluentes de lavanderias industriais. Pietrobon et al (2003) empregaram o lodo na confecção de argamassas. Na caracterização do lodo e verificaram que esse apresenta uma

alta concentração de alumínio, o que é previsível pelo emprego como agente coagulante na ETE da lavanderia estudada.

Também verificaram a presença de sódio que foi justificada pela sua presença na maioria dos sabões e detergentes utilizados no processo de lavagem. De uma forma geral, a presença de lodo na matriz sólida da pasta de cimento alterou de forma negativa a estrutura da mesma, mas não de forma crítica. Conclui-se que a incorporação do lodo do tratamento de efluentes de lavanderias ao cimento é um método adequado para estabilizar o material. Os autores recomendam um percentual de até 10% de lodo adicionado na argamassa.

Deve-se ressaltar também, que o lodo gerado apresenta características bastante semelhantes com o lodo gerado no tratamento de água para abastecimento público (Reali,1999). As principais alternativas para o descarte seguro desse lodo têm sido a sua incorporação como agregado leve em argamassas na construção civil.

Outra alternativa é a incorporação deste tipo de lodo na fabricação de materiais cerâmicos. A incorporação de lodos de tratamento de efluentes de indústrias têxteis na fabricação de peças cerâmicas foi estudada por Moreira (2001). A incorporação de lodo na fabricação de peças cerâmicas apresentou bons resultados, se constituindo uma alternativa promissora para o destino deste tipo de resíduo sólido. Deve-se lembrar que o material obtido apresenta uma resistência um pouco menor que o material que não contém adição de lodo, não se prestando para funções estruturais.

Já o lodo com a presença de carvão ativado não teve a sua utilização estudada. Cruz (2004) estudou a utilização de um coagulante à base de tanino no tratamento de efluentes de lavanderias, e neste caso também foi necessária a utilização de carvão ativado para se conseguir uma remoção eficiente dos contaminantes, gerando um lodo que poderá vir a ser incinerado na própria caldeira da lavanderia ou decomposto biologicamente. No entanto, estudos devem ser conduzidos visando se dar uma destinação alternativa segura para este tipo de resíduo sólido.

6. CONCLUSÕES

- Os principais parâmetros indicativos de poluição no efluente gerados na lavanderia são cor, carga orgânica (expressos em termos de DQO e DBO), sólidos suspensos e surfactantes. Em termos de toxicidade o efluente pode ser considerado como extremamente tóxico para o microcrustáceo *Dahpnia similis* e para o peixe *Pimephales promelas*, não podendo ser lançado diretamente em um corpo hídrico receptor sem prévio tratamento.
- O tratamento do efluente pelo processo de coagulação/floculação pode ser realizado com dosagens de 800 mg L^{-1} de sulfato de alumínio, pH entre 6,0 e 6,5 e 2 mg L^{-1} de uma poliacrilamida catiônica de alto peso molecular. O processo remove satisfatoriamente sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos e DQO, porém não consegue reduzir de forma eficiente a carga de surfactantes presente no efluente, permanecendo um residual de surfactantes acima do limite de operação determinado pela FEPAM. Os índices de toxicidade encontrados melhoraram em relação ao efluente bruto, porém ainda são consideráveis.
- O tratamento do efluente pelo processo de adsorção/coagulação/floculação (heteroagregação) pode ser realizado com dosagens de 2 g L^{-1} de carvão ativado, 800 mg L^{-1} de sulfato de alumínio, pH entre 6,0 e 6,5 e 2 mg L^{-1} de uma poliacrilamida catiônica de alto peso molecular. O tratamento dos efluentes da lavanderia pelo processo de adsorção/coagulação/ floculação, consegue atender a todos os parâmetros determinados pela FEPAM, inclusive remover de forma eficiente os surfactantes. Além disso não apresentou toxicidade aguda e/ou crônica para microcrustáceos e peixes.
- A dosagem requerida para o tratamento do efluente pela Reação de Fenton é de no mínimo $0,66 \text{ g L}^{-1}$ de sulfato ferroso e 8 mL L^{-1} de peróxido de hidrogênio em pH aproximadamente 3,0. A Reação de Fenton apresentou um bom

desempenho na remoção de cor, carga orgânica, sólidos suspensos e surfactantes. No entanto, as concentrações residuais dos agentes oxidantes no efluente são tóxicos para os microcrustáceos e peixes, de forma que o seu descarte em corpo hídrico não é recomendado.

- Os processos de coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação funcionaram em uma planta industrial em batelada com resultados similares aos obtidos em laboratório. O único processo que se revelou capaz de produzir um efluente dentro das especificações para ser descartado em um corpo hídrico receptor foi a adsorção/coagulação/floculação.
- Os processos que se apresentaram promissores para a reciclagem do efluente na lavagem de roupas foram a adsorção/coagulação/floculação e a Reação de Fenton. Ambos processos permitiram que as roupas lavadas com a água reciclada apresentassem aspectos favoráveis de aparência geral, cheiro, maciez, cor e limpeza. Contudo, é essencial que o processo de separação lodo/água seja 100% eficiente, pois flocos e resíduos de carvão ativado ou de precipitados metálicos promovem manchas nas roupas.
- A análise de custos (janeiro 2005) em relação aos insumos químicos utilizados nos diferentes tratamentos revelaram os seguintes valores seguindo as dosagens otimizadas neste trabalho: coagulação/floculação R\$ 1,13 m⁻³, adsorção/coagulação/floculação R\$ 2,73 m⁻³, reação de Fenton R\$ 23,26 m⁻³. Assim, o tratamento pela Reação de Fenton é consideravelmente mais caro, tornando a sua aplicação pouco competitiva com os processos de coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação.
- A geração de lodo é um fator importante no processo de tratamento. A massa de lodo gerado nos processos estudados e nas condições empregadas neste trabalho foram: coagulação/floculação 0,3 kg m⁻³, adsorção/coagulação/floculação 2,3 kg m⁻³ e Reação de Fenton 0,9 kg m⁻³. O lodo do processo de

coagulação/floculação apresenta-se rico nos elementos alumínio e cálcio e é classificado, de acordo com a NBR 10.004 (1987), como um resíduo não perigoso (Classe II - Não Inerte). Esse lodo deve ser devidamente secado e enviado para um aterro de resíduos industriais. Porém, apresenta potencial para reuso na construção civil.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Estudo do processo de lavagem visando a redução no consumo de água e insumos químicos, de modo a diminuir o impacto ambiental da atividade.
- Avaliar o uso do tanino como um coagulante natural para a desestabilização dos sólidos suspensos em obter um lodo com características orgânicas.
- Utilização de equipamento de flotação compacto e de alta capacidade para agilizar o processo de tratamento dos efluentes de lavanderias.
- Estudos de outros adsorventes alternativos para a remoção dos surfactantes e outros componentes solúveis, tais como cargas minerais e adsorventes naturais, a fim de reduzir o custo envolvido com o carvão ativado.
- Estudos de outros processos oxidativos avançados para a degradação dos surfactantes e outros compostos solúveis, como por exemplo o uso de ozônio ou fotocatalise heterogênea.
- Estudos para reúso do lodo gerado como matéria-prima em concreto, materiais cerâmicos ou outra aplicação como a disposição agrícola.

REFERÊNCIAS

- Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT **NBR 10004**: resíduos sólidos - classificação. Rio de Janeiro, 1987a.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT **NBR 10005**: lixiviação de resíduos – procedimento, 1987b.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT **NBR 10006**: Solubilização de Resíduos – Procedimento., 1987c.
- ADAMSON, A.W. **Physical Chemistry of Surfaces**. 5.ed. New York: John Wiley Sons, Inc. 1990. 777p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington D.C.: APHA-AWWA-WEF, 1995.
- ANDERSEN, M, et al. Pilot-scale testing membrane bioreactor for wastewater reclamation in industrial laundry. **Water Science Technology**, London. v.46, n. 4 -5 p. 67-76, 2002.
- ATKINS, P.W. **Química Física**: 6. ed. Barcelona : Omega, 1999.1018 p.
- BIGDA, R.J. Consider Fenton's chemistry for wastewater treatment. **Chemical Engineering Progress**, New York. v.91, n.12, p.62-66, 1995.
- BOLTON, J. Advanced oxidations processes, **Journal of Advanced Oxidation Technologies**, Ontario. n.1, p.1, 1996.
- 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. 354p.
- BRIÃO, V. Comunicação Pessoal. Passo Fundo: Universidade de Passo Fundo, 2004.
- COELHO, C.; BAASCH, S.; FIALHO, F. Estudo de caso: a questão ambiental dentro da indústria têxtil de Santa Catarina. In: **19. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 14 a 19 de setembro de 1997, Foz do Iguaçu. Anais eletrônicos...Foz do Iguaçu: ABES, 1997. 1 CD-ROM.

COSTA, R.H.R.; MARTINS, G.B.H. Práticas limpas aplicadas as indústrias têxteis do Estado de Santa Catarina. In: **19. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 14 a 19 de setembro de 1997, Foz do Iguaçu. Anais eletrônicos...Foz do Iguaçu: ABES, 1997. 1 CD-ROM.

CRUZ, J.G.H. **Alternativas Para a Aplicação de Um Coagulante Vegetal à Base de Tanino no Tratamento do Efluente de uma Lavanderia Industrial**. Dissertação (Mestrado). Engenharia com Ênfase em Engenharia Ambiental e Tecnologias Limpas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004.

FEPAM, Fundação Estadual de Proteção ao Meio Ambiente do Rio Grande do Sul – **Licença de Operação O 1418/99-DL**, 1999.

FITCH, E.B.; STEVENSON, D.G. Gravity separation equipment: clarification and thickening. In: **PURCHAS, D.B.(Ed.). Solids/liquid Separation Equipment Scale-up**. Croydon: Upland Press, 1977. Cap.4, p.81-153.

GE, J. et al. New bipolar electrocoagulation-electroflotation process for the treatment of laundry wastewater. **Separation Purification Technology**, Amsterdam: Elsevier, v.36, p.33-39, 2004.

GONÇALVES, M.F.F. **Caracterização e estudo de tratabilidade dos efluentes líquidos das lavanderias industriais de Colatina**. Dissertação (Mestrado) apresentada ao Curso de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, 1996.

GREGORY, J. The role of colloid interaction in solid-liquid separation. **Water Science and Technology**, London, v.27, n.10, p.1-17, 1993.

HAYEC, N.A.; DORE, M. Oxidation of organic compounds by Fenton's Reagent: possibilities and limits. **Environmental Technology (Letters)**, London, v.6, p.37-50, 1985.

HESSELINK, F.T.H. Adsorption of polyelectrolytes from dilute solutions. In: **PARFITT, G.D.E. ROCHESTER, C.H. (Ed.) Adsorption from Solution at the Solid/Liquid Interface**. New York: Academic Press, 1983. Cap.8, p.377-412.

HUNTER, R.J. **Zeta Potential in Colloid Science**. London: Academic Press, 1981. 386p.

ISRAELACHVILI, J.N. **Intermolecular and Surface Forces**. London: Academic Press, 1991. 450p.

JAWORSKA, J. et al. Environmental risk assessment of phosphonates used in domestic laundry and cleaning agents in the Netherlands. **Chemosphere**, London, v. 47, p. 655-665, 2002.

LEÃO, M.M.D. et al. Aplicação da reação de Fenton na remoção de cor e da DQO de efluentes têxteis. In: **20. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 10 a 14 de maio de 1999, Rio de Janeiro. Anais eletrônicos...Rio de Janeiro: ABES, 1999. 1 CD-ROM.

LIAO, C.H.; KANG, S.F.; HUNG, H.P. Simultaneous removal of COD and color from dye manufacturing process wastewater using Photo-Fenton oxidation process. **Journal Environmental Science and Health**, Philadelphia, v.A34, n.4, p.898-1012, 1999.

LIMA, E.T. **Comunicação via telefone**. Toritama: 2005.

LU, W; LEUNG, A.Y.T. A preliminary study on potencial of developing shower/laundry wastewater reclamation and reuse system. **Chemosphere**, London, v. 52, p. 1451-1459,2003.

McKAY, G. Adsorption of dyestuffs from aqueous solutions with activated carbon. I. Equilibrium and batch contact-time studies. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, London, v.32, p.759-773, 1982a.

McKAY, G. Adsorption of dyestuffs from aqueous solutions with activated carbon II. Column studies and simplified design models. **Journal of Chemical Technology and Biotechnoogy**, London, v.32, p.773-778, 1982b.

MATSUO, T; NISHI, T. Actived corbon filter treatment of laundry waste water in nuclear power plants and filter recovery by heting in vacuum. **Carbon**, London, v.38, p. 709-714, 2000.

MELLADO, J.M.; GALVÍN, R.M. **Fisicoquímica de Águas**. Madrid: Ediciones Diaz de Santos, 1999. 466p.

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

MOREIRA, A. H.; OLIVEIRA, R. M., LIMA, P. D. S. Effect of the addition of sludge from textile factory in the properties of construction materials. **Revista Cerâmica**, São Paulo: ABECERAM, vol.47, no.303, p.158-162, 2001.

NASSAR, M.M.; EL-GEUNDI, M.S. Comparative cost of colour removal from textile effluents using natural adsorbents. **Journal of Chemical Technology and Biotechnoogy**, London, v.50, p.257-265, 1991.

NOGUEIRA, R.P.; GUIMARÃES, J.R. Processos oxidativos avançados: uma alternativa para o tratamento de efluentes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro: ABES, v.3, n.3-4, p.97-100, 1998.

OECD Guideline for Testing of Chemicals. Revised proposal for updating Guideline 202, *Daphnia* sp. Acute immobilisation Test. Paris, 2000.

OECD Guideline for Testing of Chemicals. Guideline 203, Fish Acute Toxicity Test. Paris, 1992.

OSORIO, V. K. L.; OLIVEIRA, W. Polifosfatos em detergentes em pó comerciais. **Química Nova**, São Paulo: SBQ, v. 24, n. 5, p. 700-708, São Paulo 2000.

PEROXIDE APPLICATIONS. Excerpts from Industrial Wastewater. Acessado em 20/05/2003.

Disponível em: <<http://h2o2.com/applications/industrialwastewater/fentonsreagent.html>>

Physical Chemistry Practical IV. Valeta, Department of Chemystri. University of Malta,2004.

PIETROBON, C.L.R. et al. Caracterização físico-química e mecânica de composto de lodo-cimento. In: **IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental**. 24 a 26 de maio de 2004, Porto Alegre. Anais eletrônicos...Rio de Janeiro: ABES, 2004. 1 CD-ROM.

QMCWEB. Micelas Uma Aula Virtual. Acessado em 15/05/2003.

Disponível em: <<http://qmc.ufsc.br/qmcweb/micela/index.html>>

RAVINA, L. **Everything you want to know about Coagulation & Flocculation**. Staunton: Zeta-Meter Inc. 1993. 36p.

REALI, M.A.P. **Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. Rio de Janeiro: ABES. Prosab, 1999. 225p.

RIBEIRO,J.L.D.; TEN CATEN,C.S. **Controle estatístico do processo: cartas de controle para variáveis, cartas de controle para atributos, função de perda quadrática, análise de sistemas de medição**. Porto Alegre: FEENG/UFRGS 2001. 138p.

RODRÍGUEZ, J.F. et al. Diseño, construcción y operación de una planta para el reciclamiento de aguas de lavandería. In: **12. Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales**, 21-24 março de 2000, , Morelia. Anais do congresso p.1-6 México, 2000.

RUBIO, J.; SOUZA, M.L.; SMITH, R.W. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. **Minerals Engineering**, London, v. 15, p.139-155, 2002.

SERPA, A.L.W. **Adsorção de Fenol e de Azul de Metileno em Flocos de Carvão Ativado Pulverizado**. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2000. 58p.

SILVEIRA, I. C. T.; MONTEGGIA, L. O. ; MIRANDA, L. GRALA, S. Biodegradabilidade anaeróbia e avaliação da toxicidade de efluente de lavanderia hospitalar In: **22. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 14 a 19 de Setembro 2003, Joinville. Anais eletrônicos...Rio de Janeiro: ABES, 2003. 1 CD-ROM.

SOLARI, J. A. Avanços recentes no tratamento de efluentes por flotação a ar dissolvido. **Engenharia Sanitária**, Rio de Janeiro: v.20,n.3,p.332-335, 1981.

SOLOMONS, T. W. G. **Organic chemistry**. 6. ed. New York: John Wiley & Sons, 1996. 1250 p.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON F.; STENSEL, H.D. – **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**: metcalf & eddy. Boston: McGraw Hill, 2003. 1819p.

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

USEPA. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1994. In: Lewis, P.A. et al. **Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Water to Freshwater Organisms**, 3. ed. Cincinnati, OH: USEPA, 1994, EPA/600/4-91/002.

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

WEBER Jr. ,W.J. **Physicochemical Processes for Water Quality Control**. New York: Wiley-Interscience, 1972. 750p.

WYSZECKI, G. **Color Science: Concepts and Methods, Quantitative Data and Formulae**, 2. ed. New York: John Wiley Sons, Inc. 1982. 123p.

WOLLNER, H. J. ; KUMIN, V.M.; KAHN,P. A . Clarification by Flotation and Re-use of Laundry Waste Water. **Sewage and Industrial Wastes**, New York, V. 26, n 4, p. 509-519, Nova York 1954.