

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 DE DRENAGENS ÁCIDAS DE MINAS DE CARVÃO PELO
PROCESSO NFSL – NEUTRALIZAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO
LAMELAR**

Renato Dantas Rocha da Silva

Dissertação para obtenção do título de Mestre em Engenharia

Porto Alegre

2009

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 DE DRENAGENS ÁCIDAS DE MINAS DE CARVÃO PELO
PROCESSO NFSL – NEUTRALIZAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO
LAMELAR**

Renato Dantas Rocha da Silva

Tecnólogo Ambiental

Trabalho realizado no Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental (LTM) do Departamento de Engenharia de Minas (DEMIN) e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais (PPGEM), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Área de concentração: Metalurgia Extrativa e Tecnologia Mineral

Porto Alegre

2009

Esta Dissertação foi julgada adequada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia, área de concentração em Metalurgia Extrativa e Tecnologia Mineral e aprovada em sua forma final pelo Orientador e pela Banca Examinadora do Curso de Pós-Graduação.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Rubio

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Elvis Carissimi

Prof. Dr. Rafael Teixeira Rodrigues

Prof. Dra. Cristina Alfama Costa

Prof. Dr. Carlos Perez Bergmann

Coordenador do PPGEM

À minha família, pela compreensão e apoio
em todos os momentos da minha vida

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Jorge Rubio, pela orientação, dedicação, paciência, amizade, apoio técnico e por ter me proporcionado um grande aprendizado e amadurecimento pessoal, os meus sinceros reconhecimentos.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela completa infra-estrutura oferecida e qualidade de recursos, ao PPGEM e ao DEMIN e à Capes pelo apoio financeiro.

Ao SIECESC, em especial ao Cléber Gomes e Márcio Zanuz, e a COMIN & Cia Ltda. pela oportunidade de trabalho e fornecimentos de dados.

À Panamericana S.A. e a Floerger Brasil pelo fornecimento de materiais para o desenvolvimento dos estudos.

Aos colegas, professores e pesquisadores do Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental (LTM-UFRGS), pelas sugestões, contribuições técnicas e excelente ambiente de trabalho. Uma extensão ao aluno de iniciação científica Alberto Pompeo pelas análises no espectrofotômetro de absorção atômica e discussões dos resultados.

Aos amigos Alex Rodrigues e Everton Pedroza pelo apoio nos momentos difíceis da minha jornada. Agradeço-os pelos momentos de descontração também.

Ao amigo Silvio Taffarel pela força e sugestões durante os estudos e ao professor Rafael (Rafa) pelas contribuições na realização desse e de outros trabalhos no LTM e pela amizade.

À Viviane Pinheiro (Vivi), incentivadora do meu desenvolvimento, pelo amor, carinho e confiança durante os momentos finais do mestrado.

Aos familiares, que mesmo longe, sempre estiveram presentes no meu dia-a-dia.

Aos colegas Darcila e Adilton, e toda sua família, pelo carinho e amizade durante minha estadia em Porto Alegre.

Os agradecimentos especiais são para minha Mãe e Vó (Ceixa e Tatinha), fontes da minha força de vontade para superar os momentos mais difíceis.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	i
LISTA DE FIGURAS	ii
RESUMO	vi
ABSTRACT	viii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1. Drenagem Ácida de Minas (DAM).....	4
2.1.1 Problemática da DAM no Brasil	5
2.1.2 Métodos de controle de DAM	9
2.1.2.1 Tratamentos passivos de DAM.....	10
2.1.2.2 Tratamentos ativos de DAM.....	11
2.2. Princípios físico-químicos no tratamento de efluentes.....	16
2.2.1 Precipitação Química.....	17
2.2.2 Coagulação – Flocculação.....	18
2.3. Técnicas de separação sólido-líquido	26
2.3.1 Filtração.....	26
2.3.2 Flotação	27
2.3.3 Sedimentação.....	31
2.3.3.1 Sedimentação Lamelar.....	34
3. EXPERIMENTAL	42
3.1. Estudo de laboratório.....	44
3.1.1 Materiais	44
3.1.2 Metodologia.....	45
3.1.2.1 Neutralização de DAM – consumo de reagentes	45
3.1.2.2 Flocculação	45
3.1.2.3 SL-Estudo de bancada do efeito da inclinação das lamelas na sedimentação de flocos.....	47
3.1.3 Análises	49
3.2. Estudos piloto de tratamento de DAM (SS-16 e COMIN).....	49
3.2.1 Materiais	53
3.2.2 Metodologia.....	55
3.2.2.1 Precipitação química de íons de metais – Efeito do pH.....	56
3.2.2.2 Flocculação	57

3.2.2.3	Sedimentação lamelar	57
3.2.3	Análises	57
3.2.4	Pré-avaliação econômica	58
4.	RESULTADOS	59
4.1.	Estudo de laboratório	59
4.1.1	Curvas de neutralização de DAM	59
4.1.2	Eficiência de floculação de precipitados de íons metálicos – Testes de jarros	62
4.1.3	Avaliação do efeito do ângulo de inclinação das lamelas na eficiência do sedimentador de flocos, SL de bancada	65
4.2.	Estudo piloto de tratamento de DAM (SS-16 e COMIN) pelo processo NFSL..	67
4.2.1	Efeito do pH	70
4.2.2	Estudos de floculação	75
4.2.3	Efeito do tempo de sedimentação no arraste de flocos no interior dos tubos do SL (DAM-SS-16 e DAM-COMIN).....	77
4.2.4	Efeito da taxa de aplicação superficial na eficiência do processo NFSL (DAM-SS-16 e DAM-COMIN)	82
4.2.5	Pré-avaliação de custos operacionais do processo NFSL.....	87
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	90
6.	CONCLUSÕES	92
7.	SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS	94
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
	ANEXO 1 - PUBLICAÇÕES ASSOCIADAS A DISSERTAÇÃO	104

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Ocorrências de DAM no Brasil (entre outras)	6
Tabela 2. Algumas pesquisas, publicadas nos últimos 12 anos, para o tratamento de DAM (adaptado de Rubio et al. 2004).....	10
Tabela 3. Parâmetros operacionais comparativos em bacias e em espessadores comerciais	15
Tabela 4. Tratamento de DAM: Aplicações da sedimentação lamelar.....	15
Tabela 5. Tratamento ativo de DAM no Brasil: Parâmetros comparativos entre a flotação e a sedimentação lamelar (dados aproximados)	16
Tabela 6. Aplicações da sedimentação lamelar no Brasil.....	40
Tabela 7. Parâmetros operacionais do floculador serpentinado usado nos estudos de inclinação das lamelas	47
Tabela 8. Parâmetros de design e operacionais dos equipamentos usados nos estudos de sedimentação.....	54
Tabela 9. Processo NFSL. Características físico-químicas da DAM-SS-16 (alimentação à planta) nos estudos piloto.....	68
Tabela 10. Processo NFSL. Características físico-químicas da DAM-COMIN (alimentação à planta) nos estudos piloto.....	69
Tabela 11. Processo NFSL, DAM-SS-16. Características físico-químicas (média entre os estudos em duplicata) da água tratada em função dos estudos de precipitação química em pH 7 e 9	72
Tabela 12. Processo NFSL, DAM-COMIN. Características físico-químicas (média entre os estudos duplicata) da água tratada em função dos valores de pH 7 e 9	74
Tabela 13. Características físico-químicas da água tratada nos estudos de sedimentação para os tempos de 20, 40, 60 e 80 minutos – DAM-SS-16	80
Tabela 14. Características físico-químicas da água tratada para os estudos de sedimentação para os tempos de 20, 40, 60 e 80 minutos – COMIN	81
Tabela 15. Processo NFSL- DAM SS-16. Estimativa de custos com reagentes para valores de pH 7 e 9	87
Tabela 16. Processo NFSL- DAM COMIN. Estimativa de custos com reagentes para valores de pH 7 e 9.....	88
Tabela 17. Estimativa de custos operacionais do processo NFSL (DAM-SS-16 e DAM-COMIN)	89

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Drenagem Ácida de Minas, corrente líquida gerada pela passagem de córregos, água da chuva e afloramentos naturais através de minas de carvão desativadas	7
Figura 2. Drenagem Ácida de Minas gerada a partir da oxidação de sulfetos em bacias de rejeito de carvão dispostas a céu aberto	8
Figura 3. Bacias de sedimentação de flocos de DAM tratada (NF) e detalhe do sistema de floculação (chicanas de fluxo hidráulico horizontal) – Capão da Roça, COPELMI/RS	12
Figura 4. Estação DAM da carbonífera Metropolitana ($5-10 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). Processo NF-FAD ou Flotação por Ar Dissolvido.....	13
Figura 5. Aspecto do lodo flotado e da água tratada pelo processo NF-FAD, Carbonífera Metropolitana S.A.....	13
Figura 6. (a) Estação de Tratamento de águas ácidas via FAD; (b) Aspecto do lodo flotado em células FAD.....	14
Figura 7. Estação de tratamento de DAM ($250 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) instalada na carbonífera Cooperminas.....	14
Figura 8. Diagrama $\log[\text{Me}]$ vs pH para os principais íons de metais encontrados em DAM	17
Figura 9. Teoria DLVO clássica: curvas de energia de interação em função da distância de aproximação mútua de duas partículas. (MP = mínimo primário, BE = barreira de energia, MS = mínimo secundário, VT = energia total de interação, VW = energia devida às forças de van der Waals e VE = energia devida às forças elétricas de repulsão).....	20
Figura 10. Representação esquemática do modelo de dupla camada elétrica e dos planos de adsorção	21
Figura 11. Estágios dos mecanismos envolvidos na agregação de partículas por floculação	23
Figura 12. RGF [®] - Reator Gerador de Flocos: seção e vista isométrica	25
Figura 13. Processo de filtração aplicados na remoção de diferentes contaminantes da água (<i>Fonte: Hespanhol, 2007</i>)	27
Figura 14. Unidade de flotação por ar dissolvido (FAD) aplicada no tratamento de efluentes.....	29
Figura 15. Fenômenos de colisão, adesão, nucleação e captura de partículas e agregados por microbolhas.....	30
Figura 16. Interfaces de sedimentação proposta por Kynch (Concha, 1986)	34
Figura 17. Velocidade de partículas discretas em fluxo laminar	35
Figura 18. Unidade de sedimentação lamelar-SL. Descrição dos principais elementos componentes deste equipamento de separação sólido-líquido.....	36
Figura 19. Aparato desenvolvido por Culp et al. para avaliar a eficiência de remoção de sólidos em tubos inclinados (Diâmetro = 2,54 cm e Comprimento = 120 cm)	38
Figura 20. Remoção de turbidez residual em função do ângulo de inclinação obtidos por Culp et al. (1968).....	38
Figura 21. Floculação com microareia.....	41
Figura 22. Unidade de sedimentação lamelar Actiflo [®] (<i>Fonte: Machado et al. 2007</i>).....	41

Figura 23. Localização dos pontos escolhidos para os estudos piloto de tratamento de DAM (SS-16 e COMIN) – detalhe da bacia hidrográfica do rio Urussanga.....	43
Figura 24. Diagrama dos estudos realizados em nível de bancada e piloto.....	43
Figura 25. Fluxograma do sistema de sedimentação em batelada ($0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) para estudos do efeito de inclinação das lamelas.....	48
Figura 26. Características construtivas do sedimentador lamelar. (A) placas de sedimentação; (B) base do tanque de sedimentação e zona de alimentação e descarga do lodo decantado; (C) detalhe do tubo de fluxo distribuído na coleta da água tratada no topo do módulo de sedimentação ‘‘A’’; (D) peças de união entra a base e as placas inclinadas	48
Figura 27. Drenagem Ácida de Minas-DAM-SS-16. Corrente gerada pela passagem de diversas águas (córregos, chuva e afloramentos naturais) por uma mina de carvão desativada (100 m à jusante do ponto SS-16).....	50
Figura 28. Monitoramento da vazão do córrego da boca de mina desativada (DAM-SS-16) fornecido pelo SIECESC	51
Figura 29. Tanque de sedimentação lamelar (SL) usado nos estudos piloto de tratamento da DAM-COMIN	52
Figura 30. Detalhe da bacia de efluente ácido localizada no lavador de carvão Napolini-Criciúma/SC-DAM-COMIN	52
Figura 31. (A) Vista lateral do tanque de sedimentação usado nos estudos piloto de tratamento de DAM; (B) Detalhe dos tubos inclinados inseridos dentro do tanque de sedimentação.....	55
Figura 32. Unidade SL, sedimentação lamelar ($\sim 1-1.5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) aplicada no tratamento de DAM’s : DAM-SS-16 e DAM-COMIN-região de Criciúma/SC: [1] SL (sedimentador de lamelas - com tubos inclinados); [2] Lodo decantado; [3] Água tratada; [4] Bomba do lodo decantado; [5] RGF (Reator Gerador de Flocos); [6] FS (Floculador Serpentinado)	56
Figura 33. Curva de neutralização da DAM-SS-16. Concentração inicial das soluções de cal = $100 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$; pH inicial = 2,6.....	59
Figura 34. Curva de neutralização da DAM-COMIN. Concentração inicial das soluções de cal = $100 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$; pH = 2,1.....	59
Figura 35. Curvas de neutralização da DAM-COMIN em função do grau de diluição. O valor de 100% corresponde à DAM-COMIN original (sem diluição).....	60
Figura 36. Relação entre a acidez e os custos aproximados da etapa de neutralização, com cal, da DAM-COMIN. A Acidez foi modificada via diluição da DAM-COMIN	61
Figura 37. Lodos gerados após a neutralização e floculação das duas DAM’s (pH 7,0)	61
Figura 38. DAM-SS-16. Valores da turbidez residual (testes de floculação em jarros) em função do tipo de polímero floculante. Flonex 9045 (poliacrilamida catiônica); Flonex/Floerger 905 SH (poliacrilamida aniônica); Nalco (catiônico); Mafloc (aniônico) e Qemifloc (não-iônico). pH de neutralização = 7. Concentração dos floculantes = $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Turbidez inicial = 620 NTU	62
Figura 39. DAM-SS-16. Valores da turbidez residual (testes de floculação em jarros) em função da concentração de Flonex 9045 (poliacrilamida catiônica). pH de neutralização = 7. Turbidez inicial = 580 NTU	63
Figura 40. DAM-COMIN. Valores da turbidez residual (testes de floculação em jarros) em função do tipo de polímero floculante. Flonex 9045 (poliacrilamida catiônica); Flonex 905 SH	

- (poliacrilamida aniônica); Nalco (catiônico); Mafloc (aniônico) e Qemifloc (não-iônico). pH de neutralização = 7. Concentração dos floculantes = 5 mg.L⁻¹. Turbidez inicial = 1350 NTU 64
- Figura 41. DAM-COMIN. Valores da turbidez residual (testes de floculação em jarros) em função do tipo de polímero floculante. Floculantes Flonex 9045 (poliacrilamida catiônica) e Flonex 905 SH (poliacrilamida aniônica). Concentração dos polímeros floculantes = 5 mg.L⁻¹. pH de neutralização = 7. Turbidez inicial = 1428 NTU 65
- Figura 42. NFSL de bancada. Valores de turbidez residual em função do ângulo de inclinação das lamelas. C_i = 80 mg.L⁻¹ de Fe⁺³. Flonex 9045 = 5 mg.L⁻¹. 66
- Figura 43. NFSL de bancada. Valores de sólidos totais da água tratada em função do ângulo de inclinação das lamelas. C_i = 80 mg.L⁻¹ de Fe⁺³. Flonex 9045 = 5 mg.L⁻¹. 66
- Figura 44. SL de bancada com lamelas com distintos ângulos de inclinação. Desenho esquemático das correntes de escoamento do fluxo no interior das lamelas inclinadas (a) e da componente de força gravitacional agindo sobre os flocos (b) 67
- Figura 45. Processo NFSL, DAM SS-16. Concentrações finais (média entre os estudos em duplicata) dos íons de metais em função dos estudos de precipitação química. Remoção: Mn 65% e 99%; Fe 97% e 97%; Al 89% e 90%. [Mn]_i = 2,3; [Fe]_i = 2,1; [Al]_i = 33,2 (mg.L⁻¹). [Flonex 9045] = 5 mg.L⁻¹. * Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06 71
- Figura 46. Amostras comparativas dos diferentes fluxos da Planta Piloto: (A) Aspecto da água na alimentação; (B) no overflow – efluente clarificado e (C) no underflow – sólidos decantados após 15 minutos de repouso. Vazão de alimentação da planta de 1 m³.h⁻¹; vazão do underflow de 0,1 m³.h⁻¹ 73
- Figura 47. Processo NFSL-DAM-COMIN. Concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons de metais em função dos estudos de precipitação química. [Mn]_i = 12,5; [Fe]_i = 1927; [Al]_i = 1163 (mg.L⁻¹). [Flonex 9045] = 5 mg.L⁻¹. * Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06 74
- Figura 48. Processo NFSL, DAM-SS-16. Concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons de metais em função dos estudos de diferentes concentrações do floculante (Flonex9045). pH de precipitação = 9. Remoção: Mn 98% e 98%; Fe 95% e 95%; Al 86% e 87%. [Mn]_i = 1,7; [Fe]_i = 1,4; [Al]_i = 28,4 (mg.L⁻¹). * Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06 76
- Figura 49. Processo NFSL, DAM-COMIN. Valores finais (média entre os estudos duplicata) dos íons de metais em função dos estudos de floculação. Remoção: Mn 96% e 96%; Fe 99% e 99%; Al 99% e 99%. [Mn]_i = 13,2; [Fe]_i = 1220; [Al]_i = 1378 (mg.L⁻¹). [Polímero] = 5 mg.L⁻¹. *Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06 77
- Figura 50. Processo NFSL, DAM-SS-16. Valores das concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons de metais em função dos estudos de tempo de sedimentação. pH de precipitação = 9. Remoção: Mn 50%, 50%, 39% e 44%; Fe 87%, 91%, 97% e 97%; Al 99%, 99%, 99% e 99%. [Mn]_i = 1,8; [Fe]_i = 2,3; [Al]_i = 27 (mg.L⁻¹). [Flonex 9045] = 5 mg.L⁻¹. * Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06 78
- Figura 51. Processo NFSL, DAM-COMIN. Valores das concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons em função dos estudos de tempo de sedimentação. pH de precipitação = 9. Remoção: Mn 94%, 94%, 95% e 95%; Fe 99%, 99%, 99% e 99%; Al 99%, 99%, 99% e 99%. [Mn]_i = 12,5; [Fe]_i = 1632; [Al]_i = 1155 (mg.L⁻¹). [Flonex 9045] = 5 mg.L⁻¹. *Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06 79

- Figura 52. Processo NFSL, DAM-SS-16. Valores das concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons em função dos estudos de taxa de aplicação. pH de precipitação = 9. $[Mn]_i = 1,7$; $[Fe]_i = 2,4$; $[Al]_i = 26$ (mg.L⁻¹). $[Flonex\ 9045] = 5$ mg.L⁻¹. * Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06 83
- Figura 53. Processo NFSL, DAM-COMIN. Valores das concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons em função dos estudos de taxa de aplicação. pH de precipitação 9. $[Mn]_i = 10,2$; $[Fe]_i = 1240$; $[Al]_i = 1029$ (mg.L⁻¹). $[Flonex\ 9045] = 5$ mg.L⁻¹. * Para o íon alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06 83
- Figura 54. Velocidades de sedimentação (média entre os estudos duplicata) comparativas entre os flocos gerados nas DAM-SS-16 e DAM-COMIN com um efluente sintético, na presença de partículas de microareia. $[Flonex\ 9045] = 5$ mg.L⁻¹. $[microareia] = 4$ g.L⁻¹. pH = 9,0..... 84
- Figura 55. Imagem ampliada da superfície de flocos contendo partículas de microareia (agregada). Ampliação da imagem de 4,8 x..... 85
- Figura 56. Efeito da relação (taxa) entre as velocidades médias de sedimentação medidas e as respectivas taxa de aplicação (velocidades de escoamento), na turbidez residual da corrente de saída do SL (overflow)..... 86

RESUMO

Este trabalho analisa a situação tecnológica do tratamento ativo de Drenagens Ácidas de Minas (DAM's) de carvão de SC, e apresenta estudos de tratamento ativo de DAM's na região de Criciúma-SC pelo processo NFSL-Neutralização-Floculação e Sedimentação Lamelar. Os estudos piloto ($1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) de neutralização com cal, floculação dos precipitados coloidais e sedimentação lamelar, com tubos inclinados em 55° , foram realizados com as DAM's provenientes de uma boca de mina de carvão extinta (São Simão, SS-16 - $20\text{-}200 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) e de uma bacia de descarte de efluentes ($\sim 12.000 \text{ m}^3$) do lavador de carvão da carbonífera COMIN e Cia Ltda (região nordeste de Criciúma). O tratamento ativo inclui etapas de neutralização da acidez das DAM's, precipitação dos íons metálicos e conseqüente remoção dos principais íons alvo: Fe^{+3} , Al^{+3} e Mn^{+2} . Na floculação foram aplicados dois reatores hidráulicos em série; o primeiro para a dispersão do polímero e geração dos flocos (Floculador Serpentinado-FS), operando com uma gradiente de velocidade (G) maior que 1.800 s^{-1} (tempo de residência inferior a 6 s) e o segundo para aumentar o tamanho dos flocos, o Reator Gerador de Flocos-RGF, $G \sim 1.000 \text{ s}^{-1}$. Foram realizados estudos de laboratório de parâmetros químicos e de design do sedimentador lamelar (SL) visando avaliar o efeito do ângulo de inclinação das lamelas (40° , 50° e 60°) na separação sólido-líquido de flocos de hidróxidos de ferro gerados a partir da neutralização de uma solução sintética de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Ainda, esses estudos de bancada permitiram avaliar a capacidade de neutralização (das duas DAM's) de dois tipos de cal calcíticas comerciais e também medir a eficiência de floculação usando diferentes polímeros comerciais. Os resultados mostraram que o consumo de cal (similar com os dois agentes alcalinizantes) para neutralizar (pH 9) a DAM-SS-16 foi da ordem de $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e de $9.300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ no caso da DAM-COMIN. Foi estudada a relação entre o consumo de cal e a acidez da DAM-COMIN e foi possível determinar uma relação linear ($R^2 = 0,999$) que serve de parâmetro importante para comparação de custos operacionais no tratamento de DAM's, já que é o insumo de maior valor. A remoção dos flocos de precipitados coloidais ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) não foi eficiente para o ângulo de inclinação das lamelas em 40° devido ao arraste dos flocos para a corrente de água tratada (*overflow*). Entretanto, a remoção dos flocos em lamelas de inclinação 50° e 60° foi eficiente devido à melhor formação e deposição dos flocos na superfície das lamelas e, portanto promove uma maior fluidez na componente horizontal. Os estudos piloto (DAM-SS-16) foram realizados em um período de 6 meses para avaliar, entre outros o efeito do pH na remoção dos íons principalmente o íon manganês (quatro meses na DAM-COMIN). A remoção desse íon, nas condições operacionais ótimas foi da ordem de 85% em pH 7 (ficando sempre próximo dos limites de emissão do CONAMA no efluente tratado) mas foi quase completa ($> 99\%$), para valores do pH do meio > 9 . Esses resultados eram esperados pela não precipitação do hidróxido de manganês a valores de $\text{pH} < 9$. Por outro lado, os íons sulfato são precipitados na forma de CaSO_4 (entre outras espécies hidratadas) que são sais semi-solúveis e, portanto, a remoção deste ânion fica limitada pelo equilíbrio em concentrações da ordem de $1800\text{-}2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, não atingindo os valores de $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ estabelecidos por alguns órgãos nacionais (CONAMA 357/05). A poliacrilamida catiônica (Flonex 9045, $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) foi o floculante mais eficiente na floculação dos precipitados coloidais em ambos efluentes e o polímero aniônico Flonex 905 SH ($5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) apresentou similar eficiência na DAM-COMIN provavelmente devido às elevadas concentrações de cátions metálicos contidos no efluente ($> 3.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Os estudos piloto mostraram ainda que o tempo de sedimentação não foi um parâmetro influente no arraste dos flocos na saída de água clarificada do SL e a qualidade da água tratada manteve-se elevada durante os 80 minutos de operação (4 vezes o tempo de

residência do tanque). Foi realizado um estudo da influência da razão entre a velocidade de sedimentação dos flocos (V_s), gerados pelos reatores hidráulicos em série, e a taxa de aplicação superficial (ou velocidade de escoamento superficial, V_e) do tanque de sedimentação, no arraste de flocos no interior dos tubos inclinados. Os resultados mostraram que uma razão mínima crítica de 4,5 V_s/V_e foi necessária para obter uma eficiente clarificação; ou seja, valor equivalente a uma taxa de aplicação superficial crítica do tanque igual a $5,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Para valores maiores dessa razão a remoção dos íons foi ineficiente ($< 25\%$ para Mn^{+2}). Em função da qualidade dos dados e a estabilidade da planta piloto foram estimados os custos operacionais para o tratamento de ambas as DAM's: $0,5 \text{ R}\$. \text{m}^{-3}$ no caso da DAM-SS-16 e $3,45 \text{ R}\$. \text{m}^{-3}$ no tratamento da DAM-COMIN. Este último valor pode ser reduzido após introduzir uma diluição da DAM-COMIN, com a própria água tratada, porém operando a menores taxas de aplicação. É estimada uma redução dos gastos diários de operação em aproximadamente 3,5 vezes ($1,00 \text{ R}\$. \text{m}^{-3}$). Os resultados desse trabalho revelam que o processo NFSL apresenta-se como uma alternativa eficiente e economicamente viável ao tratamento de DAM de minas de carvão e confirma as expectativas desta alternativa na região sul do Brasil. As principais vantagens do processo NFSL são as reduzidas áreas ocupadas pelos reatores de floculação, junto com uma rápida separação sólido-líquido. A qualidade das águas tratadas pelo processo apresenta-se adequada aos limites de emissão determinados pelas resoluções nacionais (CONAMA 357/05) e estaduais (CONSEMA 128/06), podendo ainda ser aplicada em atividades urbanas e industriais de uso não nobre (lavagem de pátios e ruas, irrigação de canteiros, combate a incêndios etc.) como ser reciclada na usina de beneficiamento de carvão ou rejeito de carvão.

ABSTRACT

This work examines the technological situation of the active treatment of Coal Acid Mine drainage (DAM's) from SC and RS, and also presents studies of DAM's active treatment in the region of the Criciúma-SC by the NFSL process: Neutralization-Flocculation and Lamella Settling. The pilot studies ($1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) with stages of neutralization with lime, flocculation of the colloidal precipitates and lamellar settling, with tubes inclined at 55° , were performed (6 months) in the DAM's from a extinct coal mine (São Simão, SS-16 - $20\text{-}200 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) and from a disposal basin of wasted coal washing effluents (four months at COMIN Cia Ltda - Northeast Criciúma). This active staged treatment includes the neutralization of the acidity, precipitation of metal ions and subsequent removal of the main target ions Fe^{+3} , Al^{+3} and Mn^{+2} . Two reactors in series were applied at the flocculation stage: the first for a rapid dispersion of the polymer and generation of flocs (Serpentina Flocculator-SF, operating with a velocity gradient (G) $> 1800 \text{ s}^{-1}$) and a second to increase the size of flocs formed, the Flocs Generator Reactor-FGR, (G) $\sim 1000 \text{ s}^{-1}$. Studies were conducted in laboratory to evaluate chemical parameters and the effect inclination angle (40 , 50 and 60°) of the lamellae on the separation efficiency of the iron hydroxides flocs generated from the neutralization of a synthetic solution ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). The laboratory studies comprised the neutralization capacity (in both DAM's) of two commercial hydrated limes and the measurements of the efficiency of flocculation using various commercial polymers. The results showed that the consumption of lime (similar with the two alkalizing agents) to neutralize (pH 9) the acid effluent SS-16, was the order of $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $9300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in the case of DAM -COMIN. More, the relationship between the lime and the acidity in DAM-COMIN was determined and a linear relationship ($R^2 = 0.999$) was obtained. This served as an important parameter for calculating the operating costs between the two different DAM's. The removal of colloidal precipitates flocs ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) was not efficient for the 40° inclination angle of the lamella due to the drag of the flocs toward the treated water (overflow). However, an efficient removal of flocs was observed for the 50 and 60° inclination angles, this because of the rapid formation of flocs onto the plates surface and a better flocs drainage in the horizontal axis. The pilot studies were conducted in a period of 10 months to assess, among others, the effect of pH on removal of ions, mainly manganese. The removal of this ion was the order of 85% at pH 7 (always exceeding the emission standards limits in the treated effluent - CONAMA) but was almost complete ($> 99\%$) at pH values > 9 . These results were expected because of the incipient formation of manganese hydroxide at pH values < 9 . The sulfate ions removal it is limited by the solubility of de CaSO_4 and hydrates species, at $1800\text{-}2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ sulfate ions, this explains low removal values down to about $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. The cationic polyacrylamide (Flonex 9045, $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) was the most effective flocculant for the colloidal precipitates flocculation in both effluents and the anionic polymer Flonex 905 SH ($5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) showed similar efficiency in the DAM-COMIN, due to high concentrations of metal ions in the effluent ($> 3000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). The pilot studies showed that the settling time was not an important parameter in the drag of flocs towards the treated water outlet. Thus, the quality of the treated water by NFSL remained high during the 80 min of operation (four residence time of the tank). Also, the drag of the flocs inside the inclined tubes was found to be dependent on the ratio between the flocs settling rate (V_s) and the superficial load rate (or flow loading capacity, V_e) of the settling tank. The results showed that a minimum critical ratio of $4.5 V_s/V_e$ was necessary for efficient water clarity, this being equivalent to a critical superficial loading rate equals to $5.5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Higher values than this ratio were deleterious for the ions removal ($< 25\%$ for Mn^{+2}). Following the quality of data obtained and stability of the pilot

plant the operating costs for the treatment of both DAM's were calculated, yielding R\$ 0.5 m⁻³ in the case of DAM-SS-16 and R\$ 3.45 m⁻³ for the treatment of DAM-COMIN. However, if dilution of the feed acid rate is practiced, by employing the same treated water, and working at lower loading capacities, a reduction of the order of 3.5 times (R\$ 1.00 by m³) can be reached. Results obtained in this study proved that the NFSL process is as an efficient and economically viable alternative for the treatment of DAM-coal mining and confirms the expectations for the application of this process in Southern Brazil. Main advantages of NFSL process are the small foot print areas required (equipments) and the rapid solid-liquid separation observed in the LS. The quality of treated water appears to be suitable and within the emission standards limits determined by National (CONAMA 357/05) and State (CONSEMA 128/06) regulations. Because of this, the treated water may be reused in urban and industrial activities such as washing of courtyards and streets, irrigation and a dust depressant or can be recycled to the same coal beneficiation plants (including tailings).

1. INTRODUÇÃO

O setor mineiro e metalúrgico aparece dentro das indústrias que mais impactam o meio ambiente, devido á geração, manuseio e descarte de grandes volumes de água, sólidos, óleos (emulsionados ou não), reagentes residuais, gases, entre outros. Os processos existentes para o controle dos impactos ambientais gerados são diversos e com eficiências muito variadas sendo que alguns problemas ainda necessitam de ações que estejam focadas para o desenvolvimento e otimização dos processos existentes e busca de novas tecnologias.

O carvão mineral representa a maior fonte de energia não renovável no Brasil. As maiores reservas de carvão estão localizadas no Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. A produção interna de carvão mineral anual no Brasil é da ordem de $6,0 \cdot 10^6$ t. O Rio Grande de Sul é responsável por cerca de 52% desse total, seguido por Santa Catarina com 46 % (DNPM, 2008). As atividades de lavra e beneficiamento do carvão mineral causam problemas ambientais (sólidos, líquidos e gasosos). A deposição de rejeitos piritosos em bacias e a céu aberto e também a desativação de minas, sem a devida impermeabilização dos rejeitos gerados, são responsáveis pelo problema ambiental associado à mineração de carvão: a geração de Drenagem Ácida de Minas.

A Drenagem Ácida de Minas (DAM) é um efluente líquido gerado pela oxidação natural de minerais sulfetados, principalmente a pirita (FeS_2), pela ação combinada da água e oxigênio. A DAM é um efluente caracterizado por elevada acidez e altas concentrações de sulfato e de íons de metais, tais como Al, Fe e Mn (Menezes et al., 2004). O controle da drenagem ácida de minas (DAM) pode ser realizado por métodos de prevenção, contenção e remediação, o último, via de tratamentos ativos e passivos. O tratamento ativo convencional de DAM é realizado via neutralização/precipitação dos íons metálicos seguida pelas etapas de floculação e separação sólido-líquido.

Atualmente a Drenagem Ácida de Minas (DAM) representa o mais grave problema ambiental causado pela mineração de carvão no Brasil. Aproximadamente 5.000 ha de áreas encontram-se contaminadas pela atividade da mineração do carvão na região Carbonífera Catarinense estando 2/3 dos cursos d'água comprometidos pela DAM (Alexandre e Krebs, 1995 apud Galatto et. al 2007), os problemas são mais graves nos períodos de estiagem.

Nos últimos 8 anos, ações movidas pelo Ministério Público Federal na região sul de Santa Catarina forçaram a tomada de decisões que buscassem o controle e tratamento das águas ácidas na região por parte das mineradoras de carvão, sindicato das indústrias e órgãos ambientais. Nesse período o MPF determinou que as empresas e órgãos ambientais devessem apresentar projetos de recuperação ambiental para a região da Bacia Carbonífera do sul catarinense, contemplando áreas de depósitos de rejeitos, áreas mineradas a céu aberto e minas abandonadas (GTA, 2007). Diante das determinações o sindicato das indústrias de carvão do estado de Santa Catarina (SIECESC), assumiu responsabilidades de monitorarem os efluentes ácidos gerados na atividade mineral aos limites de emissão e desenvolver estudos de mitigação dos impactos causados pela geração de DAM em bocas de minas desativadas.

No Brasil, os limites de emissão de efluentes em corpos hídricos para os parâmetros físico-químicos de qualidade da água são orientados pelas deliberações normativas do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) juntamente com as resoluções instituídas pelos conselhos estaduais. A resolução 357 de 2005 (CONAMA) estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes no âmbito nacional. O enquadramento das características de efluentes ácidos nos padrões determinado por essa resolução enfrenta problemas quanto ao enquadramento dos parâmetros pH e metais dissolvidos (principalmente Mn, Fe e Al).

Esta situação iniciou uma série de atividades no setor, incluindo Universidades e Centros de Pesquisa visando à caracterização, a gestão dos resíduos líquidos e o estudo das técnicas de tratamento de DAM.

O presente trabalho teve o objetivo geral de estudar a aplicação de um processo integrado de tratamento ativo da DAM, com ênfase na sedimentação lamelar após a neutralização e floculação em reatores especiais, em duas DAM da região de SC, próximo de Criciúma (DAM-SS-16 e DAM-COMIN).

Os objetivos específicos foram:

- Avaliação de reagentes (tipo e concentração) na neutralização e floculação dos precipitados gerados, em função do pH;
- Comparar a eficiência de remoção de flocos alimentados em um tanque de sedimentação lamelar de bancada com diferentes ângulos de inclinação das lamelas;

- Estudo, em nível piloto, do efeito do pH na precipitação química visando a remoção dos íons de manganês, ferro e alumínio (duas DAM);
- Aplicar o processo de precipitação/floculação e sedimentação lamelar no tratamento de DAM fresca (com baixos níveis de íons metálicos) e carregada (com altas concentrações de íons de metais). Avaliação de parâmetros operacionais (técnicos e custos).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Drenagem Ácida de Minas (DAM)

No setor mineiro-metalúrgico, os efluentes aquosos são gerados em múltiplas operações como exploração/extração dos bens minerais, em usinas de beneficiamento mineral e em bacias de rejeitos, além das etapas que compõem o processamento metalúrgico.

Esses efluentes podem causar efeitos ambientais que, dependendo do tipo de poluente e concentração, podem impactar adversamente a qualidade do solo e da água. A Drenagem Ácida de Minas (DAM) de sulfetos metálicos e carvão constitui um dos principais problemas ambientais, afetando a qualidade dos recursos hídricos nas regiões próximas às jazidas, tendo como origem as etapas de lavra e beneficiamento.

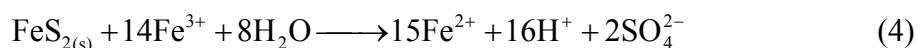
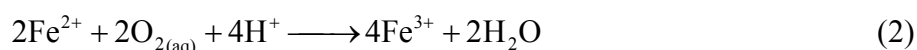
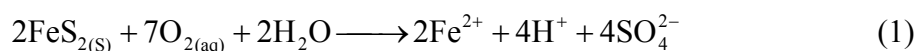
A DAM é um efluente caracterizado por elevada acidez, baixos níveis de pH ($< 3,5$) e altas concentrações de sulfato e de metais, tais como Al, Fe e Mn (Menezes et al., 2004) resultando em diversos danos às águas superficiais e subterrâneas como ao solo (Mohan e Chander, 2006; Johnson e Hallberg, 2003). A acidez é um parâmetro importante no estudo de DAM, expressa como CaCO_3 equivalente (mg/L) e representa a capacidade estequiométrica da água em consumir íons hidroxila (OH^-). Esse parâmetro é normalmente usado para determinar a quantidade necessária de material alcalinizante na correção do pH (DAM, neste caso).

A poluição ocorre, principalmente, nas bacias de decantação, nos pátios de armazenamento de minério beneficiado, na disposição de resíduos sólidos estéreis e rejeitos e no fechamento inadequado das minas (Ortiz e Teixeira, 2002; Fungaro, 2006; Cadornin, 2007). Os íons constituintes (principalmente, Al, Fe, Cu e Mn) são absorvidos lentamente nas superfícies dos solos, acidificando o meio e impedindo a percolação de águas e sais minerais (tais como P, K e N), essenciais para a agricultura. Outros efeitos que a salinidade elevada das DAM's pode apresentar são corrosões e incrustações em equipamentos, dutos e tubulações.

Os rejeitos de carvão são ricos em sulfetos de ferro, principalmente a pirita que oxidam na presença do ar e da água, de maneira complexa, por meio de reações diretas e indiretas, conforme detalhado nas equações de 1 a 4. A reação (1) produz acidez e, caso

o potencial de oxidação for mantido, é parcialmente consumida na oxidação do Fe^{2+} para Fe^{3+} (Equação 2).

Os íons Fe^{3+} podem reagir com os íons hidroxila (OH^-) em etapas de hidrólise e precipitação na forma de hidróxido de ferro – em $\text{pH} > 3$ – (equação 3) ou pode agir como agente oxidante (lixiviante) da pirita (equação 4) (Kontopoulos, 1998).



De maneira cíclica, o Fe^{2+} resultante da equação (4) poderá ser oxidado a Fe^{3+} (Equação 2) e estará novamente disponível para oxidar pirita (autocatálise). As reações de oxidação da pirita podem ser catalisadas pela ação de espécies bacterianas *Thiobacillus ferrooxidans* e *Thiobacillus denitrificans* (Rubio, 1998a, 1998b), principalmente a pH menor que 4,0.

A concentração do oxigênio dissolvido na DAM é função do equilíbrio com o ar atmosférico de acordo com a constante da lei de *Henry*:



$$K_{H,298} = \frac{[\text{O}_{2(aq)}]}{P_{\text{O}_2}} \quad (6)$$

2.1.1 Problemática da DAM no Brasil

Aproximadamente 5.000 ha de áreas encontram-se contaminadas pela atividade da mineração do carvão na região Carbonífera Catarinense estando 2/3 dos cursos d'água comprometidos pela DAM (Alexandre e Krebs, 1995 apud Galatto et. al 2007), os problemas são mais graves nos períodos de estiagem, quando a escassez de água de boa qualidade se torna mais complexa em localidades onde o abastecimento de água é limitado.

No Brasil a ocorrência de DAM é generalizada, como mostra a Tabela 1.

Tabela 1. Ocorrências de DAM no Brasil (entre outras)

Ocorrências de DAM no Brasil	Atividade de mineração	Observações
Criciúma/SC	Carvão	Área superior a 5.000 ha contaminada com o efluente ácido (Rubio et al. 2008)
Charqueadas/RS	Carvão	Contaminação de rios e bacias de rejeito – pH < 2,5 (Machado e Schneider, 2008)
Fortaleza de Minas/MG	Níquel	Estudos de oxidação de sulfetos de níquel com microrganismos (Santos et al. 2008)
Poços de Caldas/MG	Urânio	Ocorrência de pirita no rejeito da mineração de Urânio (Fernandes et al., 1995)
Paracatu/MG	Ouro	Estudos de FAD e Osmose Reversa na remoção de íons metálicos e sulfato (Esper et al., 2007)

Outras atividades de mineração distribuídas pelo país apresentam potenciais fontes geradoras de DAM, destacando a mineração de cobre (sulfetados) nos estados da Bahia, Minas Gerais, Goiás e Pará.

As maiores reservas brasileiras de carvão estão localizadas no Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. A produção interna de carvão mineral anual no Brasil é da ordem de $6,0 \cdot 10^6$ t. O Rio Grande de Sul é responsável por cerca de 52% desse total, seguido por Santa Catarina com 46 % (DNPM, 2008). A deposição de rejeitos piritosos em bacias e a céu aberto e também a desativação não sustentável de minas, sem a devida

impermeabilização dos rejeitos gerados, têm sido uma constante nas adjacências das áreas mineradas.

Na Bacia Carbonífera catarinense ocorrem dois tipos de DAM. A primeira, denominada DAM fresca (Figura 1), ocorre principalmente em zonas de fluxo corrente de água, onde o material piritoso (FeS_2) e a água mantêm contato por um curto período de tempo. A DAM carregada (Figura 2), é característica de regiões ativas de mineração (bacias de rejeitos e lagoas de contenção) onde a DAM mantém um contato longo com o rejeito, dissolvendo os metais, oxidando sulfetos à sulfatos, baixando o pH e aumentando a acidez do efluente.



Figura 1. Drenagem Ácida de Minas, corrente líquida gerada pela passagem de córregos, água da chuva e afloramentos naturais através de minas de carvão desativadas



Figura 2. Drenagem Ácida de Minas gerada a partir da oxidação de sulfetos em bacias de rejeito de carvão dispostas a céu aberto

A presença dos íons sulfato na água pode causar à desidratação e efeito laxativo nos seres humanos e nos animais que eventualmente possam beber dessa água poluída. Com base nesses efeitos, a *World Health Organization* (WHO) estabelece uma concentração de íons sulfato inferior a 500 mgL^{-1} na água de abastecimento. A *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) utiliza um padrão de 250 mg.L^{-1} de íons sulfato na água para o mesmo fim, mas esta legislação depende do estado norteamericano. Com isto, a maioria dos países recomenda um padrão de concentração entre $250\text{-}500 \text{ mgL}^{-1}$ destes íons nas águas de abastecimento público. O Conselho Nacional do Meio Ambiente do Brasil (CONAMA), classifica os corpos d'água doce como classe I ou II (boa qualidade), por exemplo, quando a concentração de íons sulfato não ultrapassa o limite de 250 mg.L^{-1} (Conama 357/2005). A concentração desses ânions para água de abastecimento público no país também é de 250 mg.L^{-1} (Portaria MS 518/2004).

Cadorin (2007), estudando métodos alternativos de precipitação de íons SO_4^{2-} , comenta que a precipitação desses íons pela adição de cal não é eficiente no tratamento de efluentes que contenham concentrações inferiores a $1800\text{-}2000 \text{ mg.L}^{-1}$ de SO_4^{2-} , em função da solubilidade (entre outras) do mineral Gipsita (CaSO_4). A autora cita como alternativas para a precipitação de íons sulfato com concentrações inferiores a $1800\text{-}2000 \text{ mg.L}^{-1}$ a adição de sais de Bário (principalmente BaCl_2); sais de chumbo (principalmente PbNO_3) e sais de alumínio (policloreto, cloreto e nitrato) e sais de

cálcio em razões estequiométricas fixas e em $\text{pH} > 10,5$. No entanto, todas as alternativas apresentam elevados custos pelo elevado consumo dos reagentes.

2.1.2 Métodos de controle de DAM

O controle da drenagem ácida de minas (DAM) pode ser realizado por métodos de prevenção, contenção e remediação, o último, empregando tratamentos ativos e passivos (Kontopoulos, 1998).

As reações de geração de DAM são autocatalíticas e, portanto, de difícil controle. Por esse motivo técnicas de prevenção são preferíveis e incluem métodos que evitam o contato dos minerais sulfetados com a água e o oxigênio. Os métodos preventivos têm por objetivo parar ou reduzir a taxa de geração de acidez. Isto pode ser alcançado pela exclusão do contato de sulfetos com o oxigênio ou a água, pela eliminação das bactérias responsáveis pela catálise das reações de geração de DAM ou pelo controle de outros fatores que influenciam as reações, como o pH. Dentre as principais técnicas usadas na prevenção de geração de DAM estão: remoção ou isolamento dos sulfetos metálicos, anular o contato do oxigênio por coberturas de água e coberturas secas, adição de aditivos alcalinos e uso de bactericidas (Kontopoulos, 1998), sendo o recobrimento de minerais sulfetados pela adição de substâncias alcalinas, a mais comum técnica de prevenção da geração de DAM (Pérez-López et al. 2007; Aydilek et al. 2007).

Os métodos de contenção são usados para prevenir a migração da DAM para o ambiente. As principais técnicas empregadas são: o aprisionamento da DAM com uso de barreiras alcalinas permeáveis e disposição do rejeito mineral em células impermeabilizadas (Kontopoulos, 1998; Pérez-López et al., 2007; Sheoran e Sheoran, 2006).

Os métodos de remediação são classificados em tratamentos ativos e passivos e envolvem etapas de coleta e tratamento da DAM. Tratamentos ativos envolvem a neutralização química do efluente enquanto tratamentos passivos são usados para a limpeza da água em células artificiais de solos úmidos (*wetlands*) (Kontopoulos, 1998).

Nos ambientes de mineração de carvão, a DAM apresenta-se como um passivo ambiental resultado da atividade mineira de décadas e até séculos (Kontopoulos, 1998). Por esse motivo, métodos de remediação apresentam-se como única solução para o tratamento e controle dos efluentes já gerados. A situação atual da DAM na região sul do Brasil mostra uma grande quantidade de rios e córregos já contaminados,

necessitando de estudos de tratamento que sejam técnica e economicamente viáveis. Estudos reportados por Rubio et al. 2004 mostram (Tabela 2) as pesquisas relacionadas ao tratamento (passivo e ativo) de DAM, publicadas nos últimos 12 anos.

Tabela 2. Algumas pesquisas, publicadas nos últimos 12 anos, para o tratamento de DAM (adaptado de Rubio et al. 2004)

Autores	Observações
Tyrrell et al., 1997	Redução biológica de SO_4^{2-} em wetland piloto para tratamento de DAM de carvão
Kolics et al., 1998	Precipitação de SO_4^{2-} e Cl^- em alumínio - processo de corrosão;
Mizuno et al., 1998	Remoção de SO_4^{2-} por redução biológica e sistema de ultrafiltração com membranas
Heal e Salt, 1999	Tratamento de DAM com wetland
Chang et al., 1999	Tratamento biológico de DAM com resíduos sólidos orgânicos
Ghigliazza et al., 2000	Redução biológica de SO_4^{2-}
Visser et al., 2001	Remoção de SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , Ca^{2+} de DAM por Nanofiltração
Matlock et al., 2002	Precipitação química de metais pesados de DAM
Burgess e Stuetz, 2002	Tratamento de DAM com lodo ativado
Menezes et al., 2002	Tratamento de DAM por precipitação e flotação
Borges, 2002	Adsorção de Sulfato e Molibdato com resíduo do processamento de camarão
Kameda et al., 2003	Remoção de ácidos minerais diluídos por intercalação em óxidos de magnésio e alumínio
Doye e Duchesne, 2003	Neutralização de DAM com resíduos industriais alcalinos
Laubsher et al., 2003	Tratamento de DAM por precipitação química

2.1.2.1 Tratamentos passivos de DAM

Métodos passivos estudados na região sul do Brasil apresentam potencial aplicação no tratamento de DAM, são eles: drenos anóxicos de calcário, banhados aeróbicos e banhados anaeróbicos (Gazea et al., 1995). Os banhados aeróbicos são constituídos de

tanques rasos com fluxo superficial preenchido com solo ou outro meio suporte para o crescimento da vegetação (Sheoran e Sheoran, 2006).

Estudos de tratamento passivo em banhados construídos (Carbonífera Criciúma) foram desenvolvidos por Firpo e Schneider (2007). Um sistema de banhados anaeróbicos seguidos de banhados aeróbicos foi estudado e os resultados mostram que os sistemas passivos apresentam dificuldades na remoção de íons metálicos e sulfato (remoção menor que 20%). O principal problema encontrado em sistemas passivos no tratamento de DAM, frente aos sistemas ativos, ocorre por problemas de temperatura (grandes variações ocorrem em SC) pela baixa cinética de remoção dos íons contaminantes. O tempo de permanência do efluente em lagoas construídas, por exemplo, é de aproximadamente 10 dias enquanto em células de flotação ou tanques de sedimentação de alta taxa o tempo é menor que uma hora (Rubio et al. 2008).

Estudos de tratamento ativo no controle da DAM estão sendo discutidos e implementados na região sul do país e a discussão inclui custos e viabilidade técnica entre dois distintos processos de separação de flocos (de precipitados coloidais, gerados na neutralização): a flotação e/ou a sedimentação lamelar (Rubio et. al. 2007; Rubio et al. 2008). As principais vantagens de sistemas ativos no tratamento de DAM ocorrem pela elevada taxa de aplicação em plantas de tratamento do efluente e eficiência na remoção de íons superior aos tratamentos passivos (redução biológica, banhados).

2.1.2.2 Tratamentos ativos de DAM

O desenvolvimento de técnicas avançadas para o tratamento de DAM, e seu possível reúso como água de processo, é de fundamental importância para todas as regiões que geram este resíduo como, por exemplo, a região carbonífera do estado de Santa Catarina e de sulfetos metálicos (Kinross-Paracatú-MG). O tratamento ativo usualmente aplicado no tratamento de DAM ocorre pela neutralização e posterior precipitação dos íons metálicos dissolvidos. O tratamento de DAM com adição de reagentes alcalinos, principalmente cal, resulta na precipitação dos correspondentes hidróxidos.

O tratamento ativo de DAM de carvão, em unidades industriais ETE, inicia em SC em 2003 e a tendência é de aumentar o número dessas instalações em unidade novas de extração e beneficiamento de carvão mineral (Rubio e colaboradores, 2007). A seguir uma descrição dos principais processos, já em fase de operação.

Processo NF-Sedimentação em Bacias. Uma unidade de neutralização, floculação e sedimentação dos flocos em bacias foi montada e instalada no tratamento de DAM (Capão da Roça) na cidade de Charqueadas/RS. A planta opera com vazão aproximada de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e possui uma área aproximada de 80 m^2 de sedimentação, dividida em quatro bacias (Figura 3). As bacias são operadas individualmente o que remete uma taxa de aplicação superficial ao processo de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, com uma eficiente remoção dos flocos alimentados nas bacias.



Figura 3. Bacias de sedimentação de flocos de DAM tratada (NF) e detalhe do sistema de floculação (chicanas de fluxo hidráulico horizontal) – Capão da Roça, COPELMI/RS

Processo NF-FAD. Entre os anos 2003-2004 foi desenvolvido e aplicado um sistema inovador de tratamento de DAM por flotação com ar dissolvido (FAD), constituído por uma unidade ($5 - 10 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) instalada na Carbonífera Metropolitana S.A. (Siderópolis-SC) (vide Figura 4) que utiliza a neutralização e floculação seguida de flotação-FAD (Menezes et al., 2004).

Neste processo foram identificados e otimizados os principais parâmetros operacionais, químicos, físicos e físico-químicos, bem como as formas de disposição dos produtos (Figura 5) a partir de elevadas remoções de poluentes como sólidos dissolvidos, suspensos e íons metálicos, adequando o efluente aos padrões de emissões exigidos pela legislação vigente (Menezes et al., 2004).



Figura 4. Estação DAM da carbonífera Metropolitana ($5-10 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). Processo NF-FAD ou Flotação por Ar Dissolvido



Figura 5. Aspecto do lodo flotado e da água tratada pelo processo NF-FAD, Carbonífera Metropolitana S.A

Em 2007 o mesmo processo de tratamento de DAM foi adotado em escala industrial, na mina Esperança (Figura 6) da Carbonífera Metropolitana S. A.-SC. A unidade possui uma capacidade para operar com uma vazão de $250 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e o processo inclui a precipitação de hidróxidos metálicos, a hidrofobização superficial destes agregados com coletores (oleato de sódio) e a flotação via injeção de microbolhas com diâmetros entre 30 e $100 \mu\text{m}$.

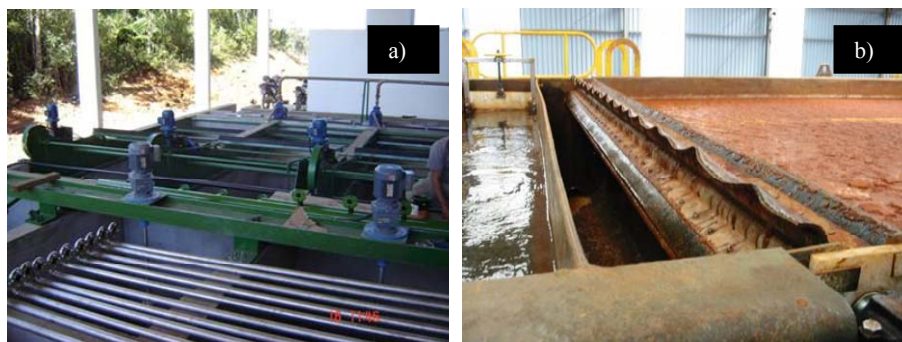


Figura 6. (a) Estação de Tratamento de águas ácidas via FAD; (b) Aspecto do lodo flotado em células FAD

Processo NF-SL. O tratamento ativo substituindo a Flotação pela Sedimentação Lamelar (SL) foi iniciado em 2005/2006 na empresa COOPERMINAS-SC (Figura 7). A planta está instalada e tem capacidade de tratamento de $250 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.



Figura 7. Estação de tratamento de DAM ($250 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) instalada na carbonífera Cooperminas

Estudos comparativos entre as alternativas de sedimentação existentes e as vantagens da Sedimentação lamelar, em relação às convencionais foram desenvolvidos pela empresa Aquaflot Ltda., (2005). A Tabela 3 mostra esses resultados incluindo parâmetros de design e operacionais e as vantagens comparativas da SL e a Tabela 4 resume aplicações da SL na área de carvão mineral.

Tabela 3. Parâmetros operacionais comparativos em bacias e em espessadores comerciais

Alternativa	Área de sedimentação (m ²)	Dimensões (m)	Taxa de aplicação (m.h ⁻¹)
Bacias de sedimentação	6.000	C: 120 L: 50 H: 2	0,08
Espessador convencional tipo Dorr	491	C: 25 (diâmetro) H: 3,7	1,0
Espessador de Lamelas	100	C: 10 L: 2,5 H: 2	5,0

Tabela 4. Tratamento de DAM: Aplicações da sedimentação lamelar

Ano, Lugar	Referências	Observações
2002-2003, Nevada-California, EUA	Bates, E.; Mayer, K.; Thun, R.; Booth, R. Active and Semi-Passive Lime Treatment of Acid Mine Drainage at Leviathan Mine. Cincinnati, Ohio. P. 1-8. 2006	1,3 Kg de cal para 1 m ³ de DAM - Remoção > 99 % para todos os íons de metais estudados (exceção do chumbo = 75 %)
Fim da década de 1990, EUA	Professional Chemical Technology International, Inc. Company Profile. Boletim de aplicações técnicas.	Turbidez Final = 0.5 NTU; vazão da planta de tratamento = 113 m ³ .h ⁻¹ -
2000, Cornwall, Inglaterra	Bone, B. Remediation schemes to mitigate the impacts of abandoned mines. Agência ambiental inglesa e do país de Gales. 2003.	Densidade do lodo = 20 % m/m; vazão da planta de tratamento = 720 m ³ .h ⁻¹ ; remoção de 145 ton. por mês de metais (eficiência de 99 %)

Avaliação comparativa entre os processos NF-FAD e NF-SL. A Tabela 5 mostra dados comparativos de parâmetros de flotação por ar dissolvido (FAD) e sedimentação lamelar (SL) de duas unidades de tratamento de DAM, instaladas em SC, com

capacidade de $250 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ cada. A unidade de FAD, instalada na carbonífera Metropolitana-SC, apresentou vantagens, em relação à planta de sedimentação lamelar, instalada na carbonífera Cooperminas-SC, em termos de parâmetros como a taxa de aplicação superficial e tempo de residência. No entanto a aplicação da sedimentação lamelar implicou em custos reduzidos de operação e de instalação da planta.

Tabela 5. Tratamento ativo de DAM no Brasil: Parâmetros comparativos entre a flotação e a sedimentação lamelar (dados aproximados)

Parâmetros	Flotação	Sedimentação lamelar
Taxa de aplicação superficial, $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$	9,0	5,0
Tempo de residência, min.	40	90
Custo de operação, $\text{R}\$. \text{m}^{-3}$	1,0	0,5
Custo de investimento, $\text{R}\$. \text{m}^{-3}$	3.000	1.900
Consumo de energia, $\text{kWh} \cdot \text{m}^{-3}$	0,7	0,3
Área total da planta, m^2	600	450

A eficiência alcançada nessas unidades industriais de sedimentação lamelar (pelo menos duas em SC) é elevada gerando águas de boa qualidade, em termos de parâmetros físico-químicos, similarmente ao processo de flotação por ar dissolvido. Essas águas são, comumente, reaproveitadas no beneficiamento do carvão dentro das próprias plantas das empresas ou emitidas aos corpos hídricos da região obedecendo aos padrões de qualidade determinados pelas resoluções nacionais e estaduais.

2.2. Princípios físico-químicos no tratamento de efluentes

As impurezas contidas na água podem apresentar-se em suspensão ou dissolvidas. Para o caso de íons de metais na água, os mecanismos de remoção são a precipitação química e a floculação. A precipitação química tem por objetivo a formação de agregados de dimensões coloidais que possam ser removidas por sedimentação ou filtração (Netto, 1987). Floculantes são freqüentemente usados para aumentar a performance de filtros e aumentar a eficiência do processo de desaguamento de lodos.

2.2.1 Precipitação Química

O tratamento de DAM contendo H^+ , SO_4^{2-} , Fe^{+3} , Fe^{+2} , Al^{+3} , Cu^{+2} etc. com uma base resultará na precipitação dos correspondentes hidróxidos. A expressão que representa a conveniente relação gráfica entre o $\log[Me^{+z}]$ e o pH é expressa abaixo:

$$\log[Me^{+z}] = \log K_s - z \cdot pH$$

Onde, K_s é a constante de solubilidade para o metal e z é o fator de declividade da curva de solubilidade.

Esta expressão é lançada na Figura 8 para os principais metais encontrados em DAM (Kontopoulos, 1998).

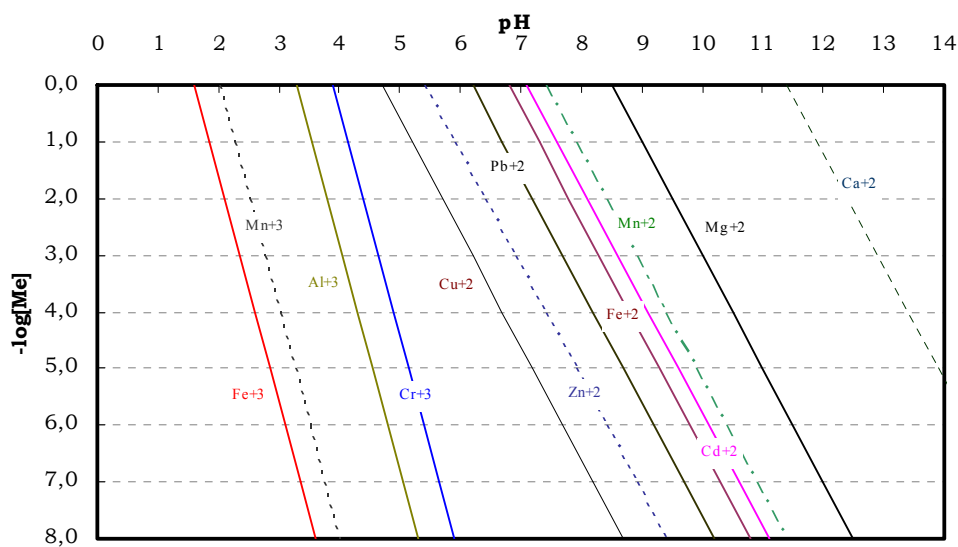


Figura 8. Diagrama $\log[Me]$ vs pH para os principais íons de metais encontrados em DAM

No tratamento de efluentes líquidos, a precipitação química é utilizada para remoção de íons, devido ao seu simples manejo (dependendo do tipo de reagente precipitante a ser utilizado), o custo pode ser relativamente baixo. Atualmente, muitas pesquisas são direcionadas para a seleção de novos reagentes químicos, preferencialmente comerciais, que apresentem boa remoção de impurezas (poluentes) e baixa geração de lodo.

Neste contexto, os efluentes que contêm altos índices de íons dissolvidos (Fe, Mn, Zn, SO_4^{2-} , entre outros) e baixo pH, tal como as drenagens ácidas de minas (DAM), são neutralizadas usando reagentes alcalinos (cal ou carbonato de cálcio). O resultado desta neutralização é a precipitação conjunta de íons de ferro, de alumínio, de sulfato

(formação de gipsita – CaSO_4) e de outros hidróxidos metálicos (Cadorin *et al.*, 2006). Este processo de precipitação muitas vezes resulta na remoção da maioria dos íons de metais pesados dentro dos limites prescritos, mas pode gerar um resíduo com elevada salinidade e, conseqüentemente, transformar em outro problema ambiental, a redução de sais dissolvidos aos níveis aceitáveis pelas legislações. Entre os pontos mais críticos no polimento de efluentes tratados com alta salinidade estão a incidência de custo impróprio e a ineficiência de remoção concomitante de diversos íons metálicos em um único nível de pH de precipitação. O pH do meio define as concentrações das distintas espécies e define as solubilidades mínimas (e/ou precipitação) para os diferentes metais, encontrados geralmente em águas poluídas e que ocorrem em distintos valores de pH (Feng *et al.*, 2000).

2.2.2 Coagulação – Floculação

Os termos coagulação e floculação são muitas vezes confundidos. Apesar de serem métodos aplicados para a mesma finalidade, agregação de partículas coloidais e “supra-coloidais” suspensas em água, há diferenças conceituais entre eles. A coagulação ocorre com a desestabilização de suspensões pela compressão da dupla camada elétrica que envolve as partículas enquanto a floculação se dá pela adição de agentes (polímeros) com afinidade (normalmente eletrostática) com as partículas servindo de ponte entre elas.

Desestabilização de sistemas coloidais

Em homenagem a Derjaguin-Landau e Verwey-Overbeek, duplas de cientistas russos e holandeses, respectivamente, ficou conhecida a teoria DLVO. Trata-se da estabilidade dos sistemas coloidais devido ao balanço entre as forças de London e van-der-Waals (energia de atração de pequeno alcance) e as forças elétricas entre a dupla camada das partículas (energia de repulsão).

A teoria DLVO explica a estabilidade de partículas ultrafinas em sistemas dispersos. Quando o filme líquido entre as partículas atinge uma espessura da ordem de 1mm a 0,1mm, forças moleculares entram em operação, determinando ou não a ruptura do filme e a efetiva ligação partícula-partícula. As forças de hidratação e hidrofóbicas são conhecidas como forças estruturais que somadas a teoria DLVO formam a teoria moderna das interações entre partículas em líquidos (Lyklema, 1989).

As forças de van der Waals dependem da geometria das partículas e de um parâmetro característico de todo material, a constante de Hamaker. A constante de Hamaker possui unidade de energia, entre 10^{-20} e 10^{-19} J e, quanto maior seu valor, maior será a atração entre dois corpos de mesma natureza por forças de London-van der Waals. As forças elétricas de repulsão dependem do potencial zeta (ζ) e da espessura da parte difusa da dupla camada elétrica (κ^{-1}) das partículas.

As forças de van der Waals para duas partículas de mesma natureza, em água ou outro solvente, são comumente atrativas. Elas dependem da natureza da partícula e do solvente e da distância entre as partículas, mas não dependem da carga das partículas, do valor do pH do meio nem significativamente da concentração de eletrólito da solução (Lyklema, 1989).

O efeito resultante da interação entre as duplas camadas elétricas de partículas com cargas superficiais idênticas é a repulsão, e esta depende da distância entre as partículas, da magnitude da carga ou potencial de superfície e, em muitos casos, do valor do pH do solvente. As interações elétricas são também sensíveis à natureza e à concentração do eletrólito, mas, a uma dada carga superficial, independem da natureza da partícula (Lyklema, 1989).

Lins e Adamian (2000) fazem relação entre as energias de interação e a aproximação entre duas partículas, de acordo com a teoria DLVO. A Figura 9 ilustra os tipos e intensidade de forças atuantes numa suspensão coloidal.

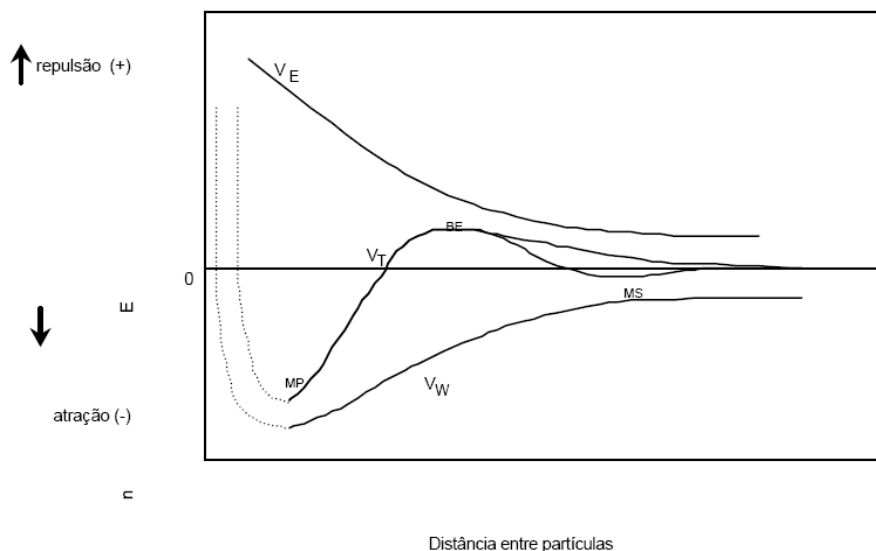


Figura 9. Teoria DLVO clássica: curvas de energia de interação em função da distância de aproximação mútua de duas partículas. (MP = mínimo primário, BE = barreira de energia, MS = mínimo secundário, VT = energia total de interação, VW = energia devida às forças de van der Waals e VE = energia devida às forças elétricas de repulsão)

A dupla camada elétrica é compreendida como um modelo composto por duas regiões separadas pelo plano de Stern (OS). A camada interna, agregada a superfície da partícula, é conhecida como Camada de Stern e a externa como de Gouy-Chapman ou camada difusa.

A adsorção de íons de carga oposta à superfície, contra-íons, provoca um decréscimo e até uma reversão da carga da partícula. Para determinar o potencial elétrico superficial de uma partícula coloidal em suspensão, mede-se o potencial no plano de cisalhamento, situado entre a unidade partícula (íons fortemente ligados) e o líquido circundante (camada difusa). Esse potencial é conhecido como Potencial Zeta (Figura 10). O potencial zeta não pode ser medido diretamente. Assim são usadas algumas medidas indiretas, a partir da qual se calcula esse potencial. A técnica mais usada e mais aceita é da mobilidade eletroforética. As partículas se movem com velocidade característica por efeito de um campo elétrico dependendo da intensidade do campo elétrico aplicado, da constante dielétrica do meio, da viscosidade do meio e do *potencial zeta*. A mobilidade eletroforética é dada pelo quociente da velocidade de deslocamento pelo campo elétrico ($m^2/V.s$). O potencial zeta é calculado por relações expressas em equações, as mais usadas são as aproximações de Smoluchowski, Debye e Henry.

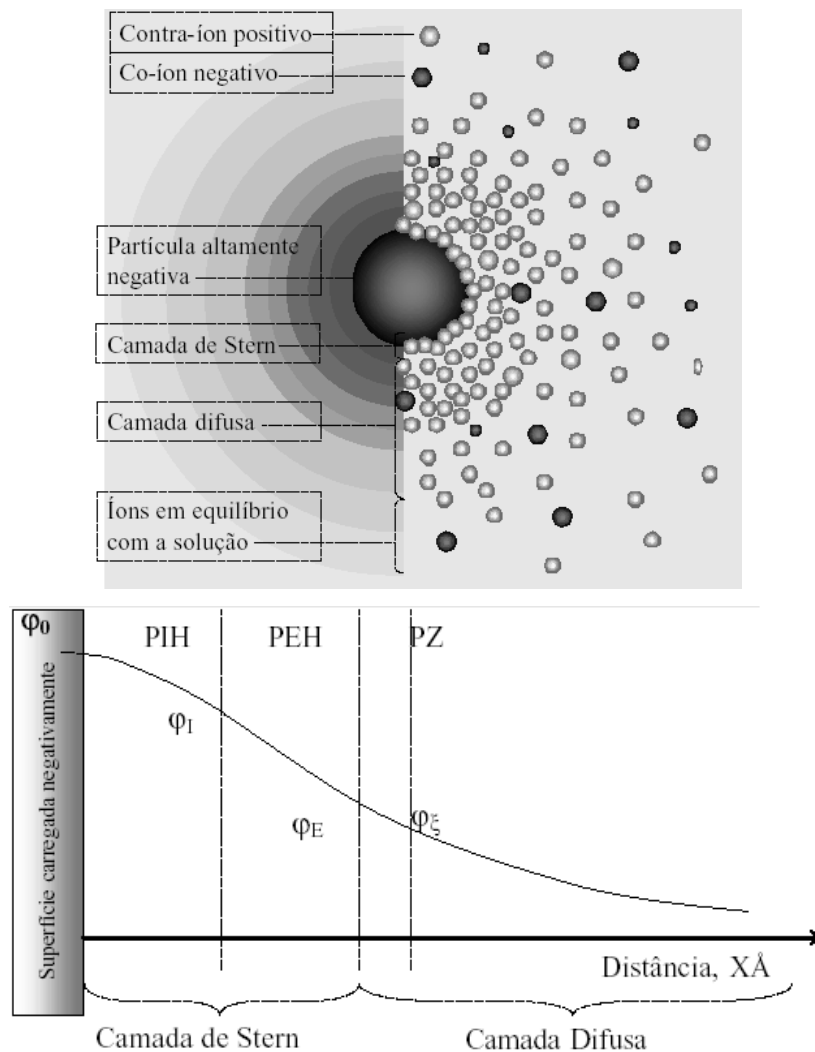


Figura 10. Representação esquemática do modelo de dupla camada elétrica e dos planos de adsorção

Sólidos que precisam ser separados de líquidos variam tanto em tamanho e morfologia quanto a natureza química. O termo colóide é geralmente aplicado para as partículas suspensas com diâmetro menor que $1 \mu\text{m}$ (Shaw, 1975). A separação de partículas muito pequenas apresenta várias dificuldades, por isso há necessidade de se desenvolver técnicas de aglomeração. Shaw (1975) afirma que a natureza hidrofílica do colóide revela um grave problema na desestabilização das partículas e conseqüente floculação, sendo necessárias altas concentrações de sais eletrólitos em relação às partículas hidrofóbicas que facilmente são aglomeradas na suspensão.

Adição de polímeros

A agregação de partículas pelas cadeias poliméricas é denominada floculação, o polímero adsorve na interface sólido/líquido pelos mecanismos de atração eletrostática, pontes poliméricas ou pelo aprisionamento de partículas em redes poliméricas (Krishnakumar et al., 1998).

A cinética de formação dos flocos obedece às seguintes etapas:

- a) Difusão do polímero sob condições turbulentas, seguida de adsorção na interface sólido-líquido. A molécula adsorve na superfície da partícula em um ou mais sítios ativos, deixando livre, estendida na solução, o restante da cadeia;
- b) Conformação do polímero formando laços, caudas e trens. A conformação dos polímeros adsorvidos depende do tamanho da cadeia (peso molecular), flexibilidade da cadeia, densidade de carga (% de hidrólise), energia de interação entre o polímero e o colóide, natureza química e física dos sítios superficiais das partículas e competição entre o polímero e outras moléculas presentes na solução;
- c) Adsorção dos laços e caudas e formação de pontes poliméricas. A resistência dos flocos depende do número de pontes formadas, e, portanto, do número de laços e caudas disponíveis. Um fator de crucial importância é a disponibilidade de sítios nas partículas para acomodar os laços das partículas vizinhas;
- d) Crescimento dos flocos sob agitação lenta. Após a adição do agente desestabilizante, é necessária uma mistura rápida para que ocorra a difusão na suspensão sólido-líquido e a formação dos flocos primários. Após o aparecimento dos flocos primários, normalmente é necessário um estágio de mistura lenta para o crescimento e formação de flocos maiores e posterior sedimentação. A energia para o processo de agregação é proporcionada pela indução de gradientes de velocidade dentro do sistema (agregação ortocinética). Os principais parâmetros envolvidos na energia ortocinética são o gradiente de velocidade aplicado e o tempo de agitação.

Os principais mecanismos envolvidos na agregação por floculação são mostrados na Figura 11.

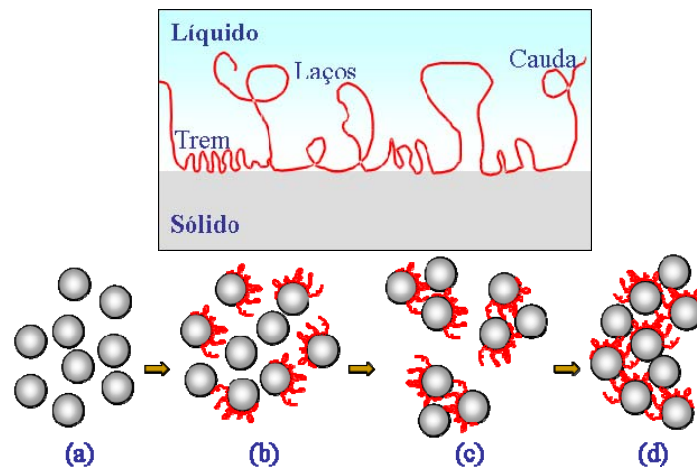


Figura 11. Estágios dos mecanismos envolvidos na agregação de partículas por flocculação

A etapa de agregação de partículas finas por flocculação é de fundamental importância no tratamento de efluentes. A eficiência desse processo está vinculada a etapa posterior de separação sólido líquido. No caso da sedimentação é desejável a geração de flocos grandes e densos enquanto a filtração requer um floco com porosidade elevada.

As condições hidrodinâmicas representam outro fator relevante na agregação de partículas. Normalmente, após a adição do agente que promoverá a flocculação, segue uma etapa de mistura rápida e uma etapa de mistura lenta. A etapa de mistura rápida serve para a dispersão dos reagentes e a quebra da barreira energética repulsiva entre reagentes e partículas, originando-se flocos primários que terão significativa importância sobre a cinética dos processos posteriores. Na etapa de agitação lenta ocorre a formação de flocos maiores e mais rígidos. Segundo Metcalf e Eddy (2003) a energia para o processo de agregação dos colóides é proporcionada por dois tipos de agregação, denominadas microfloculação ou flocculação pericinética, e macrofloculação ou flocculação ortocinética.

A microfloculação é o termo utilizado para designar a agregação de partículas devido ao movimento aleatório das moléculas no fluido. Esse movimento termal aleatório das moléculas no fluido é também conhecido como *movimento Browniano*. A agregação pericinética é significativa para partículas na faixa entre 0,001 e 1 μm . A macrofloculação é o termo que se refere à agregação de partículas maiores do que 1 ou 2 μm . A flocculação ortocinética pode ocorrer devido ao gradiente de velocidade induzido por reatores de transferência de energia. A energia (hidráulica) imposta por um

misturador é dissipada pelos gradientes de velocidade e a taxa de energia introduzida é proporcional ao gradiente de velocidade estabelecido. O gradiente de velocidade (G) é usado para medir a intensidade de mistura. Um valor elevado de G significa uma mistura intensa, e um valor baixo de G denota uma mistura lenta.

Reatores hidráulicos de floculação

Na maioria dos reatores usados nas estações de tratamento de água, o fluxo hídrico é instável, ou seja, verifica-se no interior dos reatores que tanto a velocidade quanto a composição alteram-se constantemente, porque a massa líquida de água não flui de forma homogênea, desde a entrada até a saída, ou seja, nem todo o fluxo que entra no tempo inicial t_o alcança a saída, exatamente no tempo de detenção nominal t_d (Netto et al, 1987).

Segundo Bratby (1980), o fluxo pistão representa o tipo de mistura ideal, quando todas as partículas apresentam o mesmo tempo de residência. Em misturadores do tipo mistura completa, algumas partículas apresentam curto-circuito e outras, apresentam tempos de permanência muito elevados. Essa distribuição de tempos de residência não é desejável no emprego de sais hidrolisáveis ou polímeros. No caso dos sais hidrolisáveis, um tempo de residência curto não permite a adsorção completa das espécies hidrolisadas na superfície das partículas. O mesmo ocorre na adsorção de polímeros. Por outro lado, a mistura intensa por um período muito prolongado poderá romper as pontes de polímeros entre as partículas e até mesmo o polímero.

Rosa e Rubio (2005) estudaram a aplicação de um reator hidráulico de forma em serpentina na separação de óleos emulsificados e precipitados coloidais por flotação. Os autores comentam que a eficiência do floculador em serpentina é condicionada à adição de um polímero floculante de alto peso molecular e à perda de carga do sistema. Flocos de grandes dimensões são obtidos, o que favorece a sedimentação.

Carissimi (2003) propôs um diferente modelo de reator hidráulico denominado RGF- Reator Gerador de Flocos. O RGF consiste num dispositivo de mistura helicoidal (Figura 12) em linha para a agregação e crescimento dos flocos, o reator foi desenvolvido e patentado pela UFRGS, com registro de patente (nº INPI: PI 0406106-3). A energia necessária para geração dos agregados (hidróxidos metálicos e polímeros floculantes) é transferida aos flocos pelo aproveitamento da energia cinética do fluxo

hidráulico ao longo do reator tubular helicoidal (Carissimi, 2003).

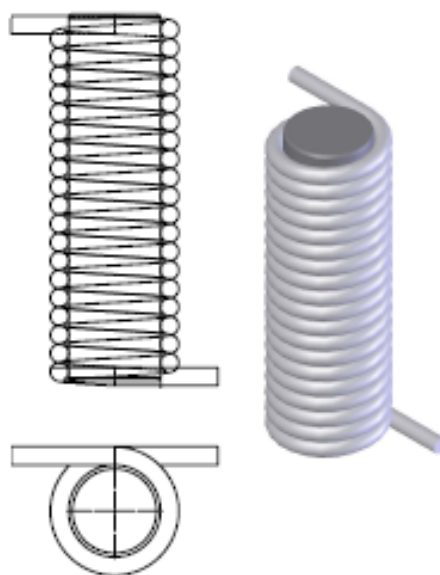


Figura 12. RGF[®] - Reator Gerador de Flocos: seção e vista isométrica

Estudos reportados por Rubio et al. (2007) mostraram que o reator de floculação em serpentina antecedendo o reator gerador de flocos apresentou eficientes percentuais de remoção de flocos provenientes de precipitados coloidais (hidróxidos metálicos). Zaneti et al. (2007) aplicaram um sistema de floculação hidráulico no mesmo modelo, floculador em serpentina seguido por RGF, para o tratamento de efluentes da lavagem de veículos. Os autores mostraram que quando operado a elevados gradientes de velocidade ($G > 900$) o floculador serpentinado oferece uma eficiente dispersão do polímero floculante na corrente de água e que o crescimento dos flocos com bolhas agregadas ocorre facilmente na etapa posterior com floculadores helicoidais (RGF).

A eficiência do RGF na floculação de precipitados metálicos ainda é comentada por Carissimi (2007). O autor estudou aspectos e aplicações do reator no tratamento de DAM e mostrou que a eficiência de remoção de íons para esse sistema é superior a 95%.

2.3. Técnicas de separação sólido-líquido

2.3.1 Filtração

A filtração pode ser definida como a operação unitária de separação de sólidos contidos numa suspensão em um líquido mediante a passagem do líquido através de um meio poroso, que retém as partículas sólidas (Chaves et al. 1996).

Atualmente, a filtração tem encontrado aplicações no tratamento dos mais variados tipos de efluentes e águas e suas perspectivas no Brasil vem crescendo juntamente com os avanços na engenharia de materiais poliméricos no país. A separação por membranas é classificada em diferentes processos, de acordo com o diâmetro dos elementos que cada processo retém. Uma classificação dos processos de separação por membranas é mostrada a seguir (Hespanhol, 2007):

- Osmose reversa ($< 0,001 \mu\text{m}$ e pressão entre 10 e 150 bar)
- Nanofiltração ($< 0,001 \mu\text{m}$ e pressão entre 5 e 35 bar)
- Ultrafiltração (0,001 a 0,1 μm e pressão entre 1 e 10 bar)
- Microfiltração (0,1 a 5 μm e pressão < 2 bar)

A aplicação de cada processo depende da característica da água a ser tratada. Os íons de metais presentes em efluentes do setor mineiro-metalúrgico podem ser removidos por osmose reversa, mas se houver ocorrência de materiais particulados, suspensos ou com óleos, pode ocorrer à impermeabilização dos leitos da membrana resultando em problemas de perdas de carga, rompimento de membranas e conseqüente ineficiência do processo (Visser et al., 2001; Hespanhol, 2007). A relação entre as dimensões dos elementos contaminantes da água e o tipo de processo de filtração que deve ser aplicado para o tratamento é mostrada na Figura 13.

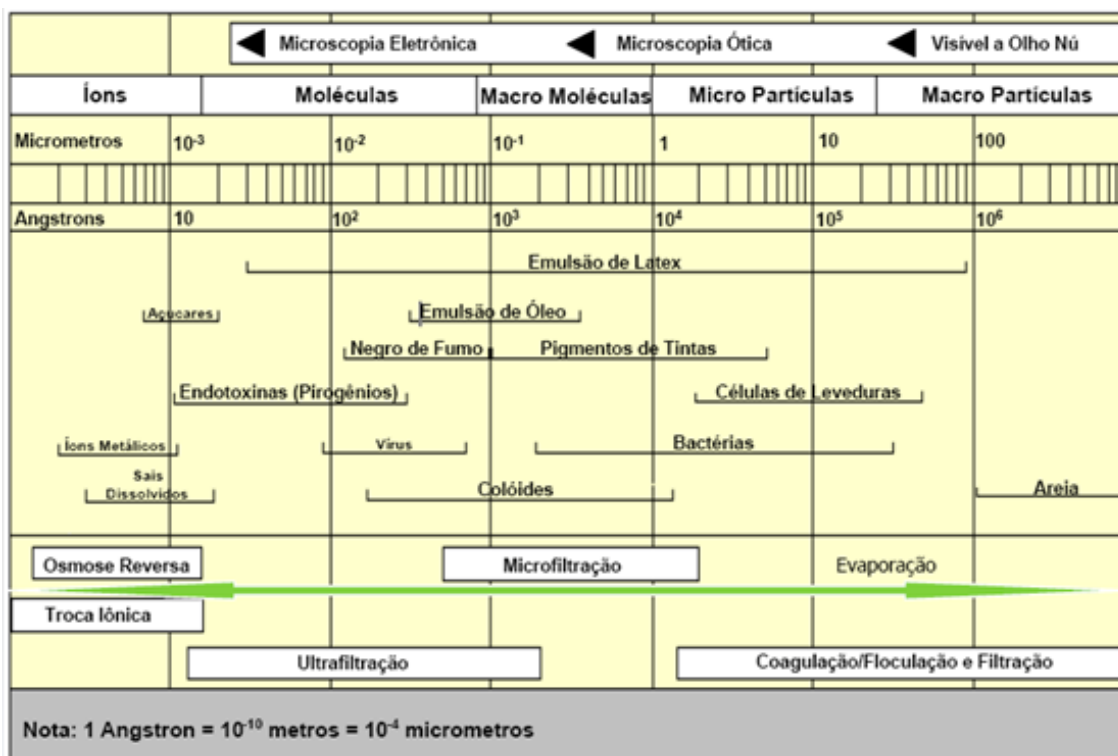


Figura 13. Processo de filtração aplicados na remoção de diferentes contaminantes da água (Fonte: Hespanhol, 2007)

2.3.2 Flotação

As aplicações da flotação na área mineiro-metalúrgica são conhecidas por mais de um século e se encontram totalmente incorporadas na maioria das atividades de beneficiamento de minerais (Tessele *et al.*, 2004; Tessele *et al.*, 2005). Por outro lado, a flotação, principalmente a Flotação por Ar Dissolvido (FAD), é uma das técnicas de separação sólido-líquido que vem ganhando espaço no cenário do tratamento físico-químico de efluentes, como alternativa de descontaminação de águas via remoção de poluentes, tais como pequenas partículas e/ou colóides, íons, precipitados, macromoléculas, microorganismos, fibras, algas e outros materiais da água. Ainda, a FAD pode ser considerada como um processo eficiente, prático e confiável na remoção de óleos e graxas, químicos, solventes, sólidos ultrafinos e coloidais, para reduzir DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio) e no espessamento de lodos (Féris e Rubio, 1999; Teixeira e Rosa, 2007).

Tessele *et al.* (2005) explicam que a flotação fundamenta-se no processo de separação de partículas (ou agregados) ou gotículas via adesão a bolhas de ar, pela incorporação

dessas no interior de flocos ou por simples arraste hidráulico. As unidades formadas (flocos) por bolhas e partículas (ou gotículas) apresentam uma densidade aparente menor do que no meio aquoso e “flutuam” ou “flotam” até a superfície de um reator (célula de flotação) ou interface líquido/ar, onde são removidos.

Flotação por Ar Dissolvido

FAD é caracterizada pela geração e utilização de microbolhas (20-100 μm) que são formadas pelo processo de cavitação da água saturada com ar a alta pressão (3 a 5 atm). A flotação com microbolhas apresenta mecanismos de formação de bolha distintos da flotação convencional. As bolhas são obtidas usando aparelhos, tais como constrições do tipo venturi ou “nozzles”, que ocasionam quedas de pressão bruscas. O processo de formação de microbolhas envolve duas etapas: nucleação e crescimento. A nucleação é o primeiro estágio da cavitação, que consiste na formação dos primeiros núcleos de gás. Dois tipos de nucleação de bolhas podem ser distinguidos conforme a forma de ocorrência: na fase homogênea (líquida) ou sobre uma superfície sólida (fase heterogênea). As microbolhas formadas aderem-se às partículas gerando um agregado bolha-partícula cuja densidade é menor que a fase contínua e ascende até a superfície do líquido, constituindo o produto flotado (Rodrigues e Rubio, 2007). O modelo de uma unidade de FAD aplicada ao tratamento de precipitados coloidais é mostrado na Figura 14.

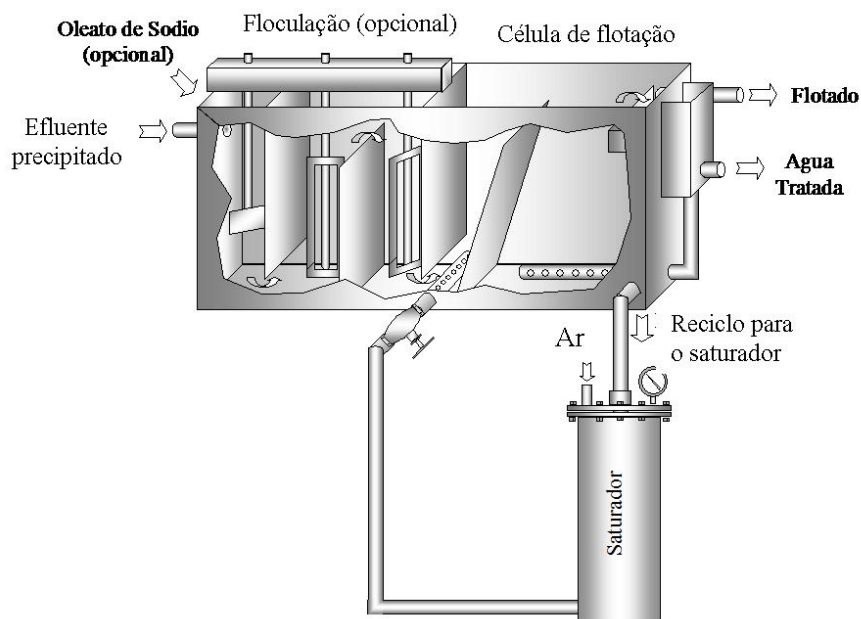


Figura 14. Unidade de flotação por ar dissolvido (FAD) aplicada no tratamento de efluentes

Em comparação com processos convencionais de flotação, a FAD apresenta adicionais mecanismos de interação entre partícula e bolha, nomeados: nucleação, aprisionamento e arraste (Figura 15). O mecanismo de nucleação ocorre quando parte do ar dissolvido na água não é convertido em bolhas pela constrição do fluxo, o ar remanescente em solução na água nucleia e cresce na interface da partícula com o líquido arrastando para a superfície das células de flotação. O aprisionamento de bolhas no interior dos flocos ocorre devido às pequenas dimensões das bolhas e o agregado bolha-partícula apresenta densidade baixa. O ultimo mecanismo envolvido na FAD é o arraste de partículas pela ascensão da nuvem de bolhas, neste caso as partículas arrastadas não necessariamente encontram-se agregadas às bolhas de ar e o arraste depende principalmente das condições hidrodinâmicas no interior da célula de flotação e da distribuição do tamanho de bolhas (Rodrigues e Rubio, 2007).

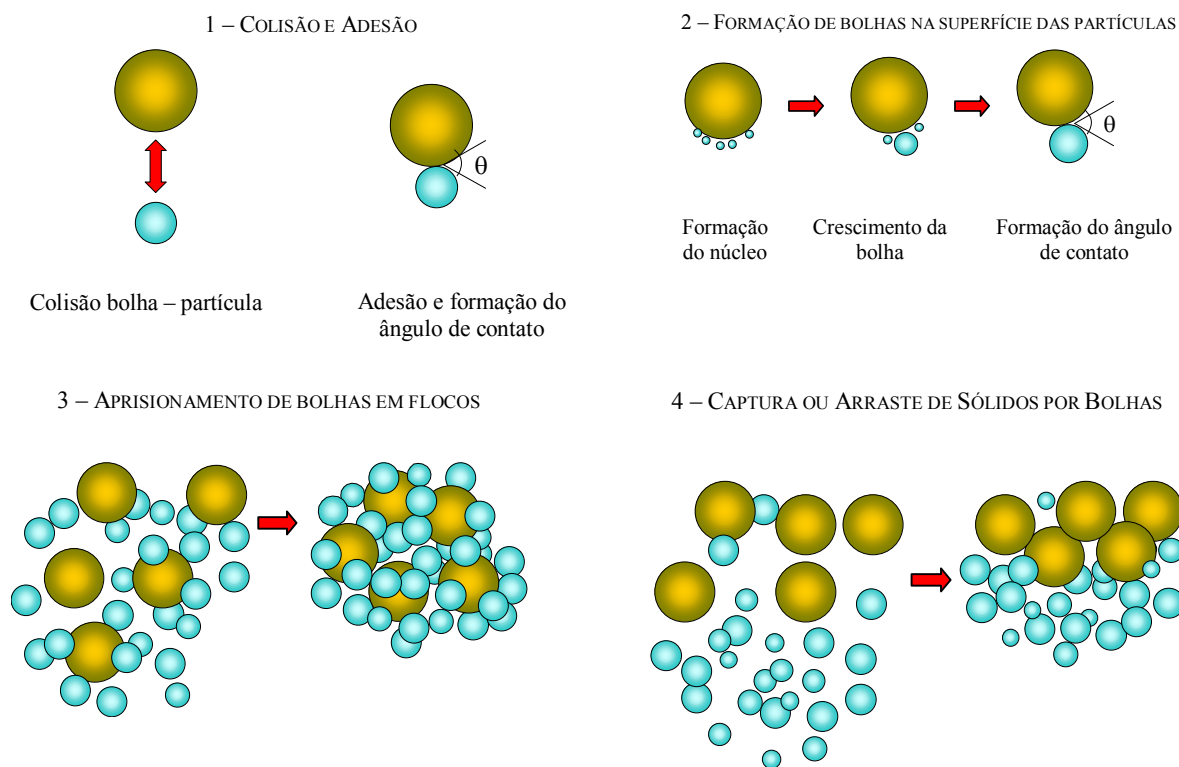


Figura 15. Fenômenos de colisão, adesão, nucleação e captura de partículas e agregados por microbolhas

A FAD (aplicada ao tratamento de efluentes no setor ambiental) difere sensivelmente da flotação aplicada no setor minero-metalúrgico. As principais diferenças entre esses dois tipos de flotação são (Rubio *et al.*, 2002):

- Tamanho da partícula a ser flotada. Para flotação de minérios, entre 10 a 150 μm . A FAD de 1 a 50 μm (partículas não floculadas) ou flocos de 1 a 5 mm (com polímero);
- Distribuição no tamanho de bolhas. Para flotação de minérios (partículas finas) o diâmetro das bolhas é de 300 a 1500 μm . A FAD apresenta bolhas com diâmetro de 20 a 100 μm ;
- A FAD não é eficaz na separação de sólido/líquido em efluentes que contenham altas concentrações de sólidos ($> 4\%$ p/p) devido à capacidade de carregamento de bolhas (*lifting power*).

- Tipo de separação. Sólido/sólido/líquido em processos mineiros e sólido/líquido, sólido/líquido/líquido ou líquido/líquido em tratamentos de efluentes.

Como perspectivas atuais, a FAD vem sendo aplicada nos programas de despoluição da baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, dos rios Pinheiro e Tiete e do lago do Ibirapuera, em São Paulo e, atualmente, estudada e aprimorada para a sua aplicação no tratamento de efluentes industriais, em especial da indústria mineral (Rubio *et al.*, 2002, Carissimi, 2007).

2.3.3 Sedimentação

A sedimentação é a operação unitária aplicada para remoção de sólidos pela deposição dos mesmos no fundo de tanques. Os métodos convencionais de sedimentação baseavam-se na deposição de sólidos em tanques ou bacias que apresentavam elevadas áreas. Nos últimos 40 anos inovações no desenho dos sedimentadores, com aplicação de placas inclinadas no interior da zona de sedimentação, têm proporcionado uma efetiva separação de sólidos em áreas reduzidas (Culp, 1969).

Osborne, (1977) comenta que a concentração da suspensão é um fator limitante no dimensionamento de sedimentadores. A clarificação de suspensões depende fortemente da concentração de sólidos na corrente de alimentação dos sedimentadores e o movimento dos sólidos para a base dos tanques pode sofrer resistência pelo contato e atrito com partículas vizinhas. São reconhecidos três regimes de sedimentação para partículas suspensas em um fluido, denominados: sedimentação discreta, floclulenta e zonal.

Sedimentação discreta

As suspensões diluídas são caracterizadas pela baixa concentração de sólidos. As partículas sedimentam de maneira individualizada mantendo as mesmas características físicas da suspensão (tamanho, densidade), sem agregação entre elas (Filho *et al.*, 2005). A velocidade de sedimentação de partículas esféricas em suspensões diluídas para regime laminar ($Re < 100$) é determinada pela equação de Stokes.

$$\text{Stokes} \left(V = \frac{g \cdot r^2 \cdot (\rho - \rho_1)}{18 \cdot \mu} \right)$$

Onde, g = aceleração gravitacional; r = raio da partícula; ρ = peso específico do sólido; ρ_1 = peso específico do fluido; μ = viscosidade do fluido.

O número de Reynolds (Re) representa um número adimensional que caracteriza o tipo de escoamento em uma canalização, ou seja, o grau de turbulência no interior dos tubos, e depende do diâmetro do tubo, da velocidade e da viscosidade do fluido, dado por:

$$R_e = \frac{\rho l \cdot V_o D}{\mu}$$

Onde, ρl é o peso específico do fluido, V_o é a velocidade de escoamento dentro do tubo (m/s), D é o diâmetro do tubo (m) e μ a viscosidade cinemática do fluido.

Contudo, na maioria dos sistemas de tratamento de efluentes as partículas que alimentam os tanques de sedimentação apresentam uma morfologia irregular e baixa esfericidade, limitando a aplicação do modelo de Stokes. Para critérios práticos a velocidade de sedimentação de flocos pode ser determinada pela relação entre o deslocamento vertical dos flocos Δd e o tempo Δt necessário para um floco percorrer a distância entre dois pontos em ensaios de proveta.

$$v = \frac{\Delta d}{\Delta t}$$

Sedimentação floculenta

A sedimentação floculenta é caracterizada por um aumento gradual da velocidade de decantação do corpo em suspensão. Este fenômeno acontece quando os sólidos em suspensão interagem entre si, aumentam a sua massa obrigando a uma queda acelerada (trajetória curvilínea com a concavidade voltada para baixo). Este processo é tanto mais acelerado, quanto mais densa for a distribuição das partículas em suspensão (existe uma concentração de partículas em suspensão, a partir da qual a decantação torna-se retardada ou zonal).

Para avaliar a capacidade de decantação de um determinado efluente é importante submetê-lo a testes em coluna estática de sedimentação. Estas colunas deverão ter uma altura superior a 2,5m para permitir avaliar os fenômenos que acontecem nos

decantadores reais. O diâmetro deverá ser superior a 0,15m para que o ensaio não seja perturbado pelo efeito de parede que um tubo de diâmetro inferior a este pode provocar.

Sedimentação zonal

A sedimentação zonal ocorre quando as partículas sedimentam como uma massa única, principalmente quando ocorre uma elevada concentração de sólidos suspensos (acima de 5000 mg.L^{-1}), na qual se observa uma nítida interface de separação entre a fase sólida e a líquida. Alguns métodos são aplicados para determinar a velocidade de sedimentação da interface sólido-líquido em modelos de sedimentação zonal.

Método Coe e Clevenger. O método Coe e Clevenger fundamenta-se em metodologias de projeto baseada em ensaios de batelada, nos quais é medida a velocidade de sedimentação da suspensão. Provas de sedimentação para diferentes concentrações iniciais C_0 compreendida entre as concentrações de alimentação e descarga desejada C_1 do lodo são realizadas. A relação entre tempo de sedimentação e altura deslocada da interface sólido/líquido representa a velocidade de sedimentação.

Existem outros métodos comumente aplicados no dimensionamento de sedimentadores para sistemas de tratamento de água e efluentes. Destacam-se os métodos de Oltmann e de Talmage e Fitch (Fitch, 1977), que se baseiam no modelo teórico de sedimentação zonal desenvolvido por Kynch.

Teoria de Kynch. Analisando a variação da interface lama/líquido clarificado pelo tempo (Figura 16), no ensaio de sedimentação em batelada, Kynch interpretou que a sedimentação das partículas sólidas de uma suspensão descreve o fenômeno de propagação de ondas a partir da base (Concha, 1986), onde:

$$C_S = C_0 \quad \text{para, } t = 0 \text{ e } 0 \leq z \leq z_0$$

$$C_S = C_1 \quad \text{para, } t > 0 \text{ e } z = 0$$

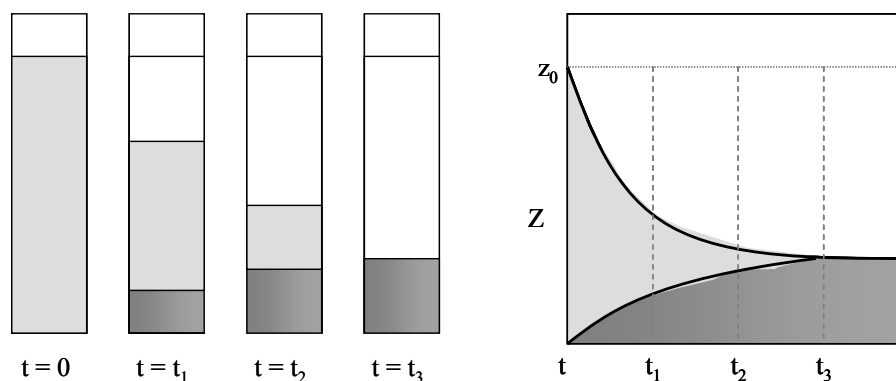


Figura 16. Interfaces de sedimentação proposta por Kynch (Concha, 1986)

Sendo, C_S a concentração de sólidos no tempo t e na altura z do sedimentador, C_0 a concentração inicial da suspensão e C_1 a concentração da lama decantada.

A teoria de Kynch apresenta limitações quando aplicada para suspensões de sólidos compressíveis, pois considera a concentração de sólidos na base do sedimentador máxima no momento imediatamente após o início da sedimentação.

As suposições básicas da teoria de Kynch são as seguintes (Concha, 1986):

- As partículas que constituem a suspensão são todas de mesmo tamanho e densidade;
- Os componentes da suspensão, tanto os sólidos como os fluidos, são incompressíveis;
- Na suspensão não sucedem reações químicas ou físico-químicas durante a sedimentação;
- A velocidade de sedimentação é função apenas da concentração local da suspensão e tende a zero quanto maior a concentração de flocos na suspensão;
- A concentração é uniforme em toda a seção horizontal.

2.3.3.1 Sedimentação Lamelar

A introdução de placas intermediárias, paralelas ao escoamento e ao fundo foram utilizadas no início do século XX com o objetivo de aumentar a taxa de escoamento superficial de sedimentadores convencionais. Essa taxa é dobrada com a introdução de uma base intermediária de mesma área da base do sedimentador. Essa configuração de

sedimentadores foi denominada como sedimentadores de fundos múltiplos (Hazen, 1904 apud Di Bernardo, 2005).

Todas as partículas com velocidade de sedimentação V_s menor que V_0 (Figura 17) poderão ser removidas completamente se uma base ou bandeja intermediária for inserida ao intervalo h do topo de um sedimentador (Di Bernardo, 2005).

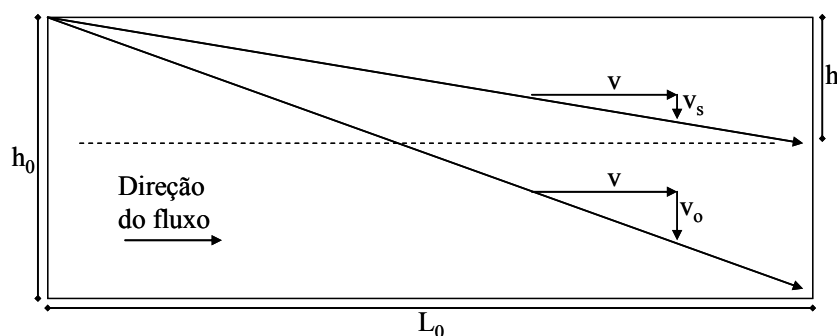


Figura 17. Velocidade de partículas discretas em fluxo laminar

No entanto essa configuração apresenta dificuldades de funcionamento especialmente com relação à remoção de lodo, já que o ângulo de inclinação das placas deve ser suficientemente grande para que o material depositado seja continuamente escoado para o fundo do sedimentador. A sedimentação lamelar, caracterizada pela aplicação de tubos ou placas com inclinações elevadas, representou um avanço para os sistemas de tratamento de água e resulta na construção de sistemas compactos de sedimentação (Culp, 1968 e 1969).

Yao (1970) explica que o sedimentador lamelar (SL) é um clarificador/espessador gravitacional constituído de um conjunto de superfícies inclinadas de forma a possibilitar a formação de canais de fluxo laminar entre elas (vide Figura 18). A grande vantagem desse desenho de sedimentação se dá pela redução da área de projeto devido ao equipamento possuir uma área efetiva de sedimentação igual à área projetada na horizontal, de cada lamela ou placa ativa inclinada, multiplicada pelo número de lamelas do sistema, possibilitando a construção de unidades de sedimentação de flocos compactas no tratamento de água e efluentes (Leung e Probstein, 1983; Demir, 1995; Ziolo, 1996; Soriente et al. 1989; Davis e Gecol, 1996).

Os SL têm encontrado diversas aplicações nos processos de clarificação e tratamento de efluentes, destacando-se: tratamento de água de abastecimento humano, processos industriais, tratamento de efluentes de papel e celulose e processos de purificação

biológica (Parkson Corporation, 2007). O ganho de área efetiva na planta de projeto com a aplicação de placas inclinadas representa valores em torno de 85 % a 90 % (Osborne, 1977; Parkson Corporation 2007). Takayanagi et al. (1997) aplicaram a técnica de sedimentação de placas inclinadas no tratamento combinado de esgotos domésticos e águas pluviais na cidade de Osaka, Japão. Os autores observaram que os resultados obtidos em termos de sólidos suspensos foram similares entre o sistema convencional de sedimentação e a técnica de placas estudada, oferecendo à planta de tratamento uma redução para o tempo de detenção de 72 % e similar redução para área ocupada.

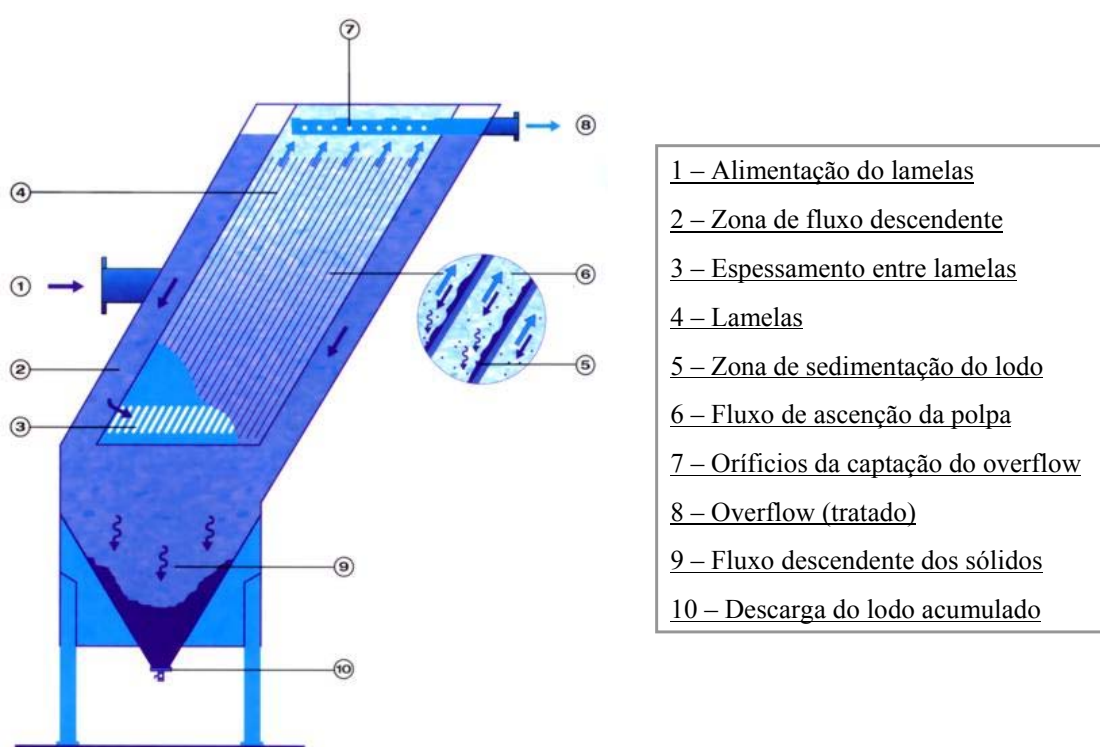


Figura 18. Unidade de sedimentação lamelar-SL. Descrição dos principais elementos componentes deste equipamento de separação sólido-líquido

A redução da altura de sedimentação efetiva das partículas suspensas devido a sobreposição de placas ou dutos revela uma vantagem ao emprego de placas (Culp et al., 1968). Esses autores desenvolveram trabalhos em dutos inclinados observando que o tempo para as partículas alcançarem a base é menor quanto menor for a profundidade do tanque. Os autores observaram ainda, que dentro de tubos as condições de fluxo são bem definidas e ordenadas caracterizando regime laminar, com números de Reynolds menores que 100, favorecendo a deposição dos flocos na base dos sedimentadores.

Tipos de sedimentadores lamelares

Segundo Lavín e Heras (2007), existem três tipos de sedimentadores lamelares, o primeiro (contra-corrente) ocorre quando a alimentação é feita pela base das placas e o fluxo principal do fluido é contrário ao sentido das partículas que sedimentam. O fluxo co-corrente se dá quando a alimentação ocorre no topo das placas e o sentido do fluxo é igual ao das partículas. O terceiro tipo de alimentação, menos comum, é transversal a disposição das placas inclinadas. Os mesmos autores avaliam duas vantagens que o sistema contra-corrente apresenta sob a configuração de fluxo co-corrente. Para sistemas de fluxo co-corrente o limite de inclinação das placas é menor devido ao potencial risco de re-suspensão dos sólidos sedimentados, inviabilizando sistemas mais compactos, e pelo mesmo motivo a coleta da água tratada necessita ocorrer com maiores cuidados tornando o equipamento sensível a variações de concentração de sólidos na corrente de alimentação.

Ângulo de inclinação das lamelas

Culp et al. (1968) desenvolveram um aparato (Figura 19) para estudarem o efeito da inclinação do tubo na eficiência de sedimentação. Foram realizados testes com um tubo inclinado a cinco diferentes ângulos de 0, 5, 20, 45 e 90 graus e os resultados foram discutidos em termos de turbidez residual. Os autores avaliaram que a eficiência de sedimentação aumenta progressivamente até o ângulo de 50° e decai rapidamente para inclinações superiores a esse valor (Figura 20) devido a não deposição dos flocos na base do tubo. A partir desse estudo experimental foi comprovada a viabilidade da técnica de sedimentação lamelar em sistemas de tratamento de águas e efluentes líquidos.

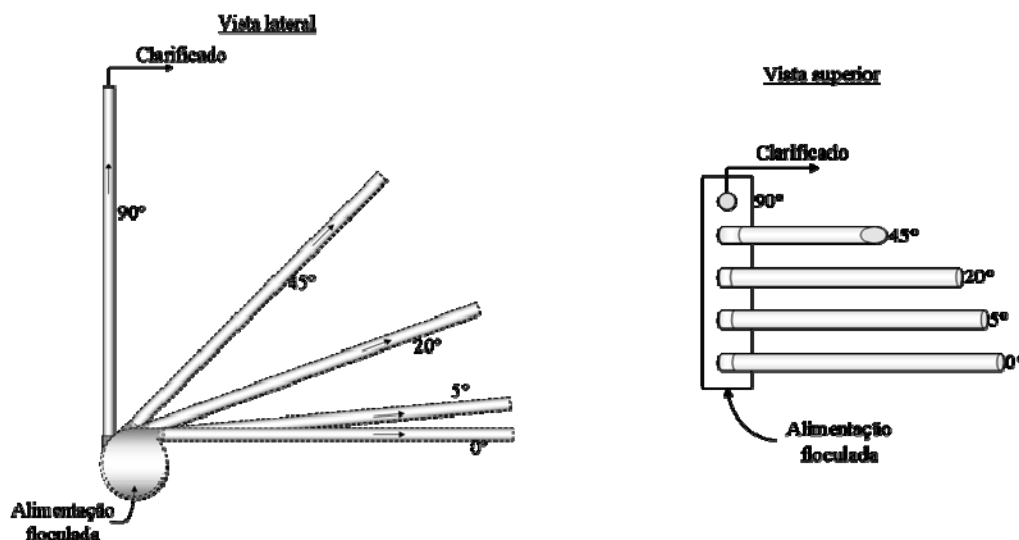


Figura 19. Aparato desenvolvido por Culp et al. para avaliar a eficiência de remoção de sólidos em tubos inclinados (Diâmetro = 2,54 cm e Comprimento = 120 cm)

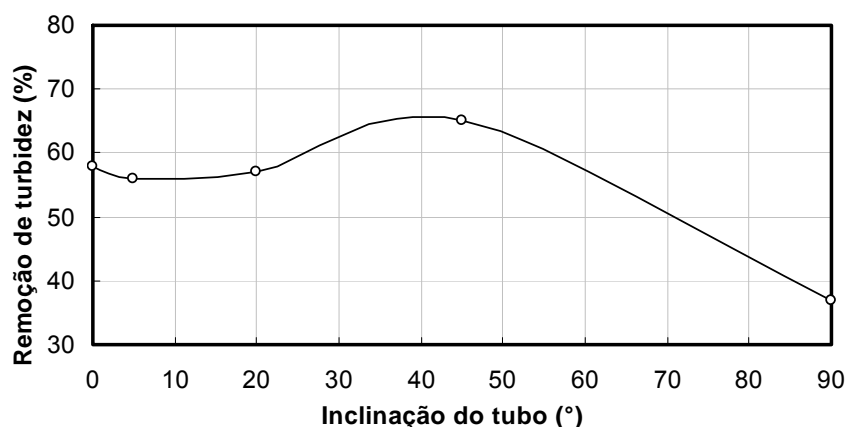


Figura 20. Remoção de turbidez residual em função do ângulo de inclinação obtidos por Culp et al. (1968)

Em 1969, Culp e colaboradores avaliaram a aplicação de tubos inclinados para sedimentação de sólidos suspensos em uma planta de tratamento de água (Newport, EUA). Os Autores mostram a capacidade de remoção dos sólidos suspensos medidos como turbidez em valores entre 87% e 91% (mesmas condições da estação convencional) com um aumento da taxa de escoamento superficial em 12 vezes.

Comprimento relativo das lamelas

Um fator determinante na capacidade de sedimentação em tubos inclinados é o comprimento relativo da lamela ou tubo, ou seja, a razão entre o comprimento da lamela pelo espaçamento entre as lamelas. Lavín e Heras (2007) definem uma relação mínima

entre o comprimento da placa ou tubo e o espaçamento entre as placas de aproximadamente 15, para que o fluxo alcance condições laminares para a sedimentação das partículas.

Yao (1970, 1973) desenvolveu um estudo teórico e experimental avaliando o comportamento de partículas discretas dentro de tubos de diferentes configurações: tubos circulares, planos paralelos, canais abertos e dutos retangulares. Yao desenvolveu uma relação entre o fator de forma do tubo (S), o comprimento relativo de uma lamela ($L = l/d$), o ângulo de inclinação das lamelas (θ), a velocidade de sedimentação crítica da partícula (v_{sc}) e a velocidade média do fluxo (v_o), expressa por:

$$S = \frac{v_{sc}}{v_o} (\sin \theta - L \cos \theta)$$

Onde o fator S difere para tubos circulares, placas paralelas, tubos quadrados e canais abertos aos valores de 4/3, 1, 11/8 e 1, respectivamente.

No entanto Yao observou na entrada do tubo a ocorrência de uma zona de transição de fluxo, sem ocorrência de sedimentação de partículas ou flocos, onde o fluxo uniforme foi gradualmente transformado em fluxo laminar completamente desenvolvido. O comprimento relativo (L') em um tubo circular para essa região de transição foi definido como:

$$L' = 0,058 \cdot \frac{v_o D}{\nu}$$

Onde ν é a viscosidade cinemática do fluido. A expressão $\frac{v_o \cdot D}{\nu}$ representa o número de Reynolds (R_e).

Para proposta prática, Yao (1970) sugeriu que L' seja adicionado a L para o desenho do comprimento relativo da lamela baseado no fluxo laminar completamente desenvolvido. No entanto, Di Bernardo et al. (1997) observaram que para dutos quadrados ou retangulares, as partículas são removidas no trecho de transição L' o que revela uma exagerada segurança nos modelos propostos anteriormente.

Aplicação dos sedimentadores lamelares

Os sistemas SL contam com diversas aplicações no tratamento de águas e efluentes. Dentre as principais atividades que demandam a aplicação da sedimentação lamelar,

destacam-se: indústria petroquímica, de celulose e papel, indústria têxtil, separação de hidróxidos, operações de lavagem e potabilização de água (Novarsa, 2009). No Brasil as aplicações mais comuns da sedimentação lamelar têm sido no tratamento de águas de abastecimento público, na indústria petroquímica e no controle de drenagem ácida de minas. A Tabela 6 resume as principais aplicações do processo no país.

Tabela 6. Aplicações da sedimentação lamelar no Brasil

Atividade	Observações	Fonte
Tratamento de efluentes de carvão	Efluentes do Lavador Capivari – Tubarão/SC	Vidal e Filho, 1988
Tratamento de efluentes do pólo petroquímico de Capuava/SP	Reuso de água em caldeiras e sistemas de resfriamento na refinaria (RECAP/SP)	Machado et AL., 2007
Tratamento de águas de Cuiabá/MT	ETA Companhia de Saneamento da Capital Cuiabá/MT (SANECAP)	SANECAP, 2008
Tratamento de águas de Capivari/SP	ETA Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento (SANASA) Campinas/SP	SANASA, 2008
Tratamento de região carbonífera Criciúma/SC	DAM na Remoções de íons metálicos (Fe e Al) superiores a 90%	Rubio et al., 2008

O processo Actiflo[®]. Desenvolvido pela OTV, pertencente ao grupo Veolia Water Systems, o Actiflo[®] é um processo compacto de alta performance, combinando as vantagens da clarificação lastreada pelo uso de microareia (Figura 21) e da sedimentação lamelar (Figura 22). A microareia auxilia a formação de flocos densos, o que permite taxas de aplicação superficial elevadas em tratamento de água e efluentes industriais (Machado et al. 2007). O método tem sido aplicado com sucesso no Pólo Petroquímico de Capuava/SP no tratamento de água para reuso em processos industriais ou como pré-tratamento para os processos de remoção de íons.

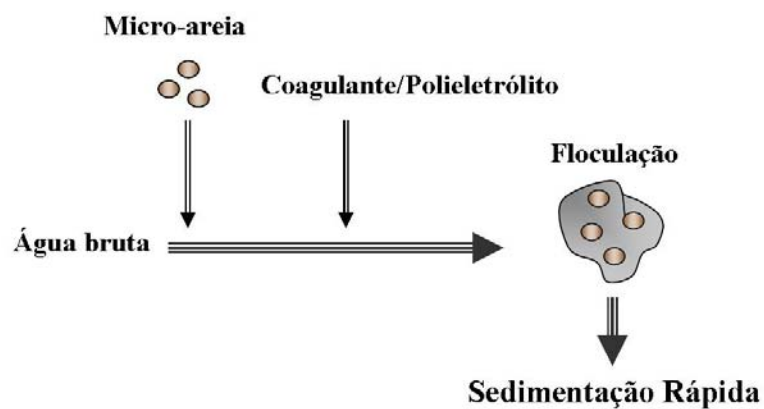


Figura 21. Floculação com microareia

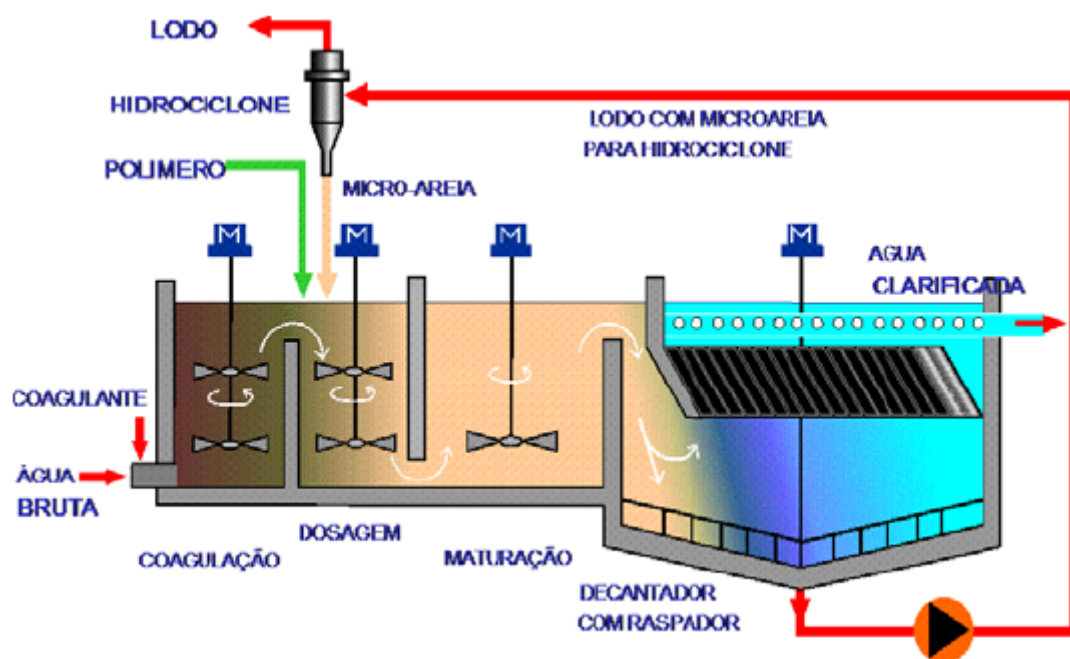


Figura 22. Unidade de sedimentação lamelar Actiflo® (Fonte: Machado et al. 2007)

3. EXPERIMENTAL

Os estudos experimentais descritos nesse trabalho foram divididos em estudos de laboratório e estudos piloto. Os estudos de laboratório foram desenvolvidos no Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental (LTM) na UFRGS. Esses consistiram na avaliação de parâmetros básicos de neutralização, floculação e sedimentação lamelar aplicados ao tratamento de um efluente sintético simulando uma Drenagem Ácida de Minas (DAM).

Os estudos piloto de precipitação de íons de metais, floculação e sedimentação lamelar foram desenvolvidos em duas estações de tratamento de DAM localizadas no município de Criciúma, na região sul do estado de Santa Catarina. A primeira estação foi instalada no córrego natural em uma boca de mina extinta denominada SS-16 (comunidade São Simão – ponto 16).

A segunda etapa dos estudos piloto foi realizada na estação instalada na carbonífera COMIN, no lavador de carvão (rejeito) na localidade Naspolini. Para seqüência desse trabalho os pontos estudados foram denominados DAM-SS-16 e DAM-COMIN. Os efluentes estudados apresentaram diferenças, fundamentalmente, quanto à acidez dos efluentes, a concentração dos íons de metais analisados e íons sulfato. A localização dos dois pontos estudados é mostrada na Figura 23. Ambos ficam localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, a nordeste do centro urbano da cidade de Criciúma. O fluxograma da estruturação experimental deste trabalho é mostrado na Figura 24.

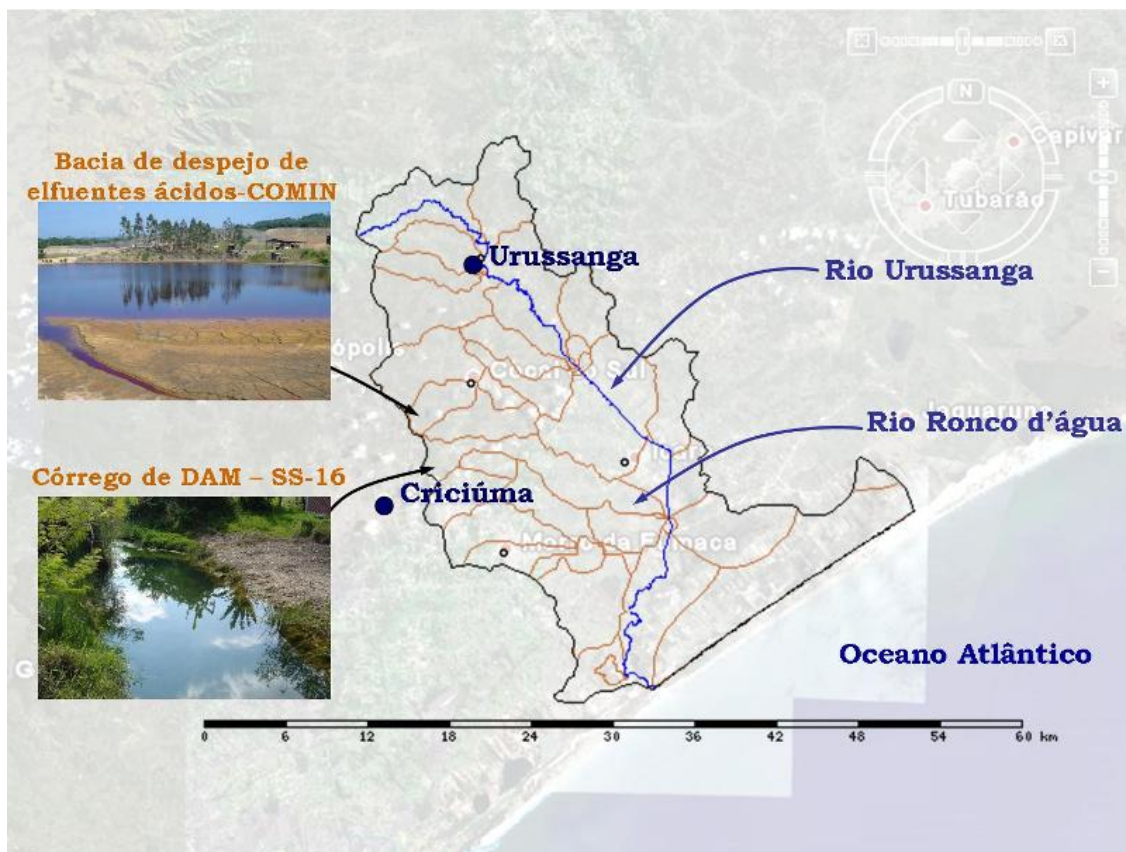


Figura 23. Localização dos pontos escolhidos para os estudos piloto de tratamento de DAM (SS-16 e COMIN) – detalhe da bacia hidrográfica do rio Urussanga

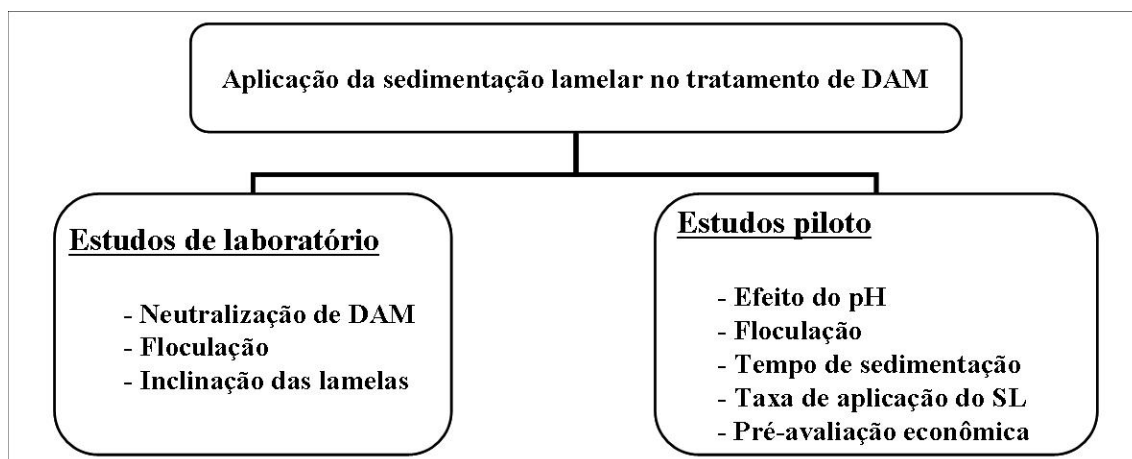


Figura 24. Diagrama dos estudos realizados em nível de bancada e piloto

Todos os estudos (laboratório e piloto) foram realizados em duplicata e os resultados são mostrados pela média entre as respostas obtidas durante os 10 meses de estudos

piloto (6 meses na planta SS-16 e 4 meses na planta COMIN). Os desvios padrão entre as respostas foram calculados e são ilustrados nos gráficos de resultados pelas barras de erro.

3.1. Estudo de laboratório

3.1.1 Materiais

Amostras de DAM provenientes da boca de mina extinta SS-16 e da bacia de efluentes da carbonífera COMIN e Cia Ltda foram usadas nos estudos de neutralização e floculação.

Existem diferentes tipos de cal hidratada comercial aplicadas na indústria classificadas conforme o óxido predominante, como mostrado a seguir:

- Cal hidratada calcítica: óxido de cálcio entre 100 e 90% dos óxidos totais presentes;
- Cal hidratada magnesiana: teores intermediários de óxido de cálcio, entre 90 e 65% dos óxidos totais presentes;
- Cal hidratada dolomítica: teores de cálcio entre 65 e 58% dos óxidos totais presentes.

As amostras de cal hidratada comercial usadas nesse trabalho foram do tipo calcítica das marcas *QualiCal* e *Cerro Branco* (teores de óxido de cálcio de 93,8 e 94,2%). Esses reagentes foram usados no ajuste do pH nos estudos de avaliação do consumo de reagentes para a neutralização da DAM.

Os estudos de floculação foram realizados em um teste de jarros – Jar Test[®] (Modelo JT101 – 6 recipientes retangulares de volume 0,6 L). Soluções de polímeros floculantes comerciais Nalco 8589 (catiônico/ondeo Nalco[®]), Flonex 9045 (catiônico/ SNF Floerger[®]), Flonex 905 SH (aniônico/ SNF Floerger[®]), Mafloc 460 (catiônico/SNF Floerger[®]), Mafloc 2880 (aniônico/ SNF Floerger[®]) e Qemifloc AH1020 PWG (não-iônico/ Qemi International[®]) foram preparadas em concentrações de 500 mg.L⁻¹ e utilizadas nos estudos de floculação. NaOH (ARTM) foi usado para o ajuste de pH das soluções sintéticas (FeCl₃.6H₂O) no estudo de ângulo de inclinação das lamelas.

3.1.2 Metodologia

3.1.2.1 Neutralização de DAM – consumo de reagentes

Foram realizados testes de neutralização do efluente, visando quantificar o consumo da cal comercial usada na precipitação das espécies metálicas contidas nas drenagens ácidas estudadas. Nesses ensaios, um volume de 500 ml de DAM foi neutralizado por uma solução de cal (100 g.L^{-1}); o pH do efluente foi monitorado e a quantidade de cal (em mg) foi determinada para os distintos valores de pH.

3.1.2.2 Floculação

Estudos de floculação empregando as duas DAM's, com a aplicação dos reatores de floculação hidráulica em série (FS e RGF, nessa ordem), em pH 9,0 e um polímero floculante (Flonex 9045 - poliacrilamida catiônica) foram realizados para determinação da velocidade de sedimentação dos flocos formados.

Estudos exploratórios de floculação com micro-areia em escala de laboratório empregando uma solução sintética de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (80 mg.L^{-1} de Fe), como modelo de suspensão coloidal, foram realizados para avaliar a eficiência de floculação e determinar a velocidade de sedimentação dos flocos com grãos aprisionados. A imagem dos flocos com micro-areias foi obtida com uma câmera digital (Sony[®] modelo MVC-CD500) acoplada a um microscópio óptico (Zeiss[®] modelo Stemi SV 11).

Os estudos foram realizados com concentração de 4 g.L^{-1} de microareia (+50-150 μm) em béqueres de 600 mL com posterior adição da poliacrilamida catiônica (Flonex 9045) na concentração de 5 mg.L^{-1} . A agitação do sistema foi mantida com o uso de um agitador mecânico de bancada, durante o primeiro minuto, a agitação foi de 180 rpm, sendo reduzida para 80 rpm e mantida por mais trinta segundos. A determinação da velocidade de sedimentação dos flocos foi realizada em proveta graduada com auxílio de cronômetro digital.

Finalmente foram realizados testes de jarros para otimização da concentração e do tipo do floculante para os efluentes DAM-SS-16 e DAM-COMIN.

DAM – SS-16

Os estudos de floculação permitiram avaliar e comparar a eficiência na agregação e sedimentação de flocos de hidróxidos metálicos precipitados.

O pH de precipitação dos íons definido para os testes de jarros foi 7,0. O procedimento realizado na floculação seguiu as etapas abaixo.

- Seleção dos distintos polímeros floclantes a serem estudados;
- Medição, em proveta, de 5 alíquotas de 500 mL do efluente neutralizado (pH 7), transferidos para recipientes retangulares (jarros) de 600 mL;
- Aplicação de uma agitação rápida (120 rpm);
- Análise da turbidez inicial da suspensão (denominado teste branco);
- Adição, em cada jarro, do polímero floclante com concentração final na solução de 5 mg.L^{-1} ; $[\text{floclante}]_{\text{mãe}} = 500 \text{ mg.L}^{-1}$; $V_{\text{floclante adicionado}} = 5 \text{ mL}$; $[C_1 * V_1 = C_2 * V_2]$;
- Agitação rápida (120 rpm) por um período de 1 minuto (cronometrar);
- Após 1 min de agitação rápida redução da agitação para lenta (50 rpm) e marcação de 1 minuto (cronômetro);
- Interromper a agitação e manter as suspensões em repouso durante um período de 3 min;
- Coleta das amostras de sobrenadante dos jarros com floclante e do jarro sem floclante e análise da turbidez residual.

Foram realizados novos testes de jarros com diferentes concentrações do floclante que apresentou a melhor eficiência de floculação, ou seja, reduzidos valores de turbidez no sobrenadante. As concentrações avaliadas foram de 1, 3, 5 e 10 mg.L^{-1} .

DAM – COMIN

Foram realizados estudos (testes de jarros) de avaliação da eficiência do tipo e concentração de polímeros floclantes na agregação dos hidróxidos metálicos gerados na neutralização do efluente da bacia de despejo COMIN. Os polímeros floclantes estudados são os mesmos usados na DAM do ponto SS-16.

3.1.2.3 SL-Estudo de bancada do efeito da inclinação das lamelas na sedimentação de flocos

Foram realizados estudos de avaliação do ângulo de inclinação das lamelas do SL na sedimentação de flocos usando um tanque SL de bancada (estudos em bateladas) usando uma vazão de $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (Figura 25).

Foi usado um tanque de condicionamento de efluente (400 L) para neutralização de uma solução sintética ($80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de Fe), preparada a partir da dissolução de cloreto férrico hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ Synth[®]) em água. O pH de neutralização usado para os estudos de inclinação das lamelas foi sempre de 7, ajustado a partir de uma solução de NaOH. Os ângulos de inclinação das placas avaliados nos estudos de sedimentação foram de 40° , 50° e 60° (vide Figura 25 e 26) e a Tabela 7 apresenta as características construtivas do FS descritas na etapa de floculação. Os parâmetros analisados para comparar a eficiência de tratamento do efluente sintético pelo ângulo de inclinação das lamelas foram a turbidez e os sólidos totais.

Tabela 7. Parâmetros operacionais do floculador serpentinado usado nos estudos de inclinação das lamelas

Processos	Parâmetros (operacionais)	Valores
FS – Floculador Serpentinado	Número de elementos do floculador	8
	Comprimento dos elementos, m	0,7
	Tempo de residência, min	0,08

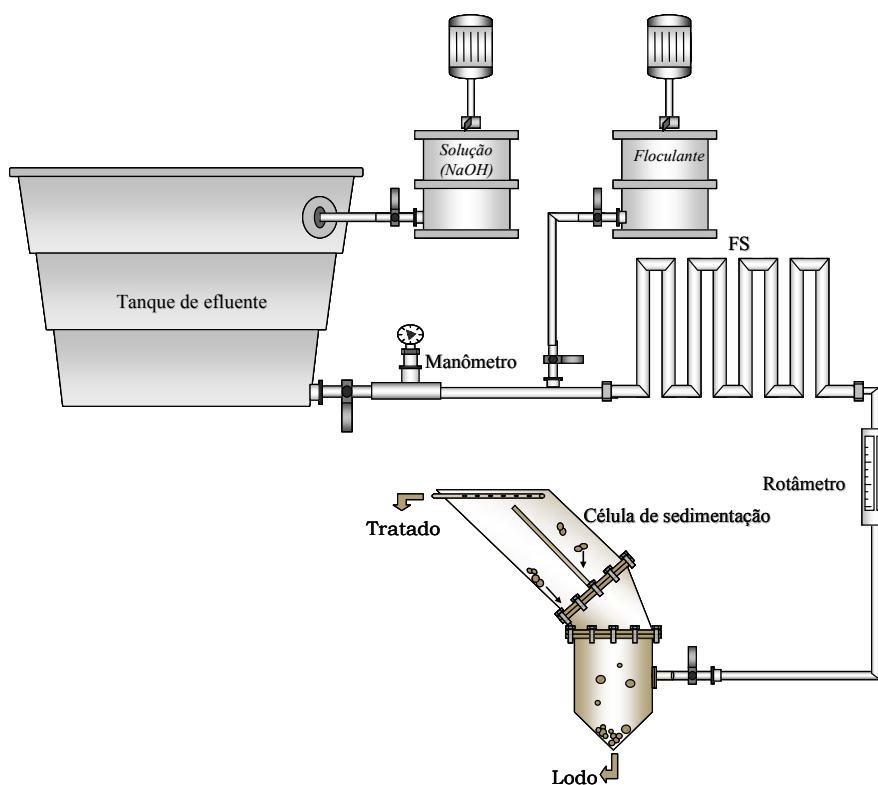


Figura 25. Fluxograma do sistema de sedimentação em batelada ($0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) para estudos do efeito de inclinação das lamelas

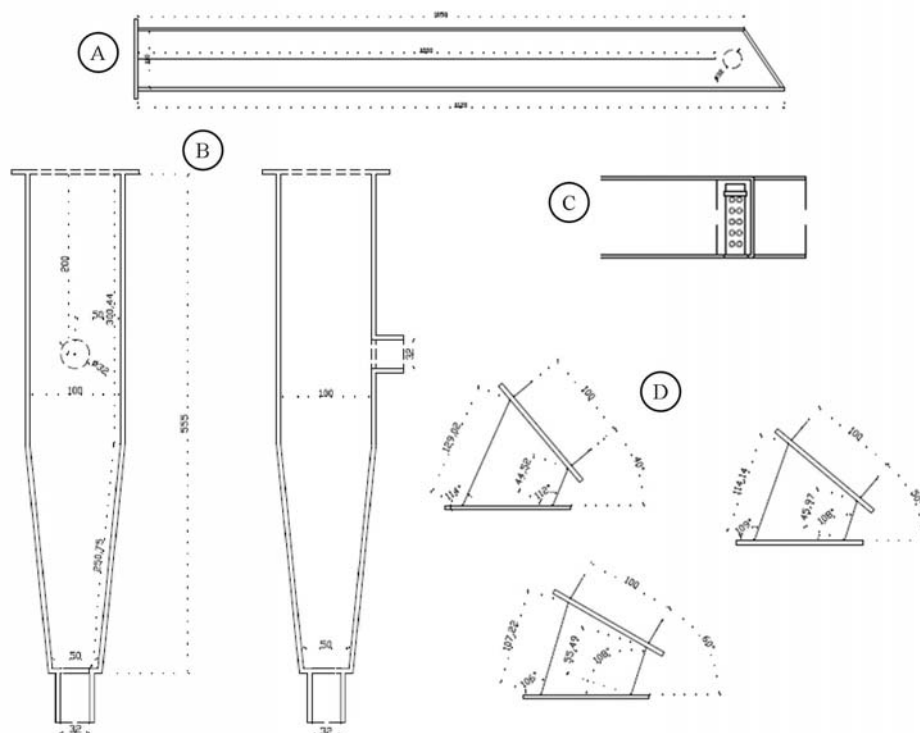


Figura 26. Características construtivas do sedimentador lamelar. (A) placas de sedimentação; (B) base do tanque de sedimentação e zona de alimentação e

descarga do lodo decantado; (C) detalhe do tubo de fluxo distribuído na coleta da água tratada no topo do módulo de sedimentação "A"; (D) peças de união entra a base e as placas inclinadas

3.1.3 Análises

O pH das soluções e suspensões aquosas foi determinado com um medidor de pH portátil da marca ANALION[®], modelo PM 608. A turbidez das amostras foi determinada pelo método de espalhamento de luz (HACH[®], modelo 2100 N). Os sólidos totais das amostras foram determinados a partir do método gravimétrico utilizando-se uma balança analítica de precisão (SARTORIUS[®], modelo BP 210 S, precisão de $\pm 0,1$ mg), seguindo o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

3.2. Estudos piloto de tratamento de DAM (SS-16 e COMIN)

Neste trabalho, foram selecionados dois efluentes (drenagem ácida fresca e carregada) para estudos do processo NFSL, ambos localizados na região nordeste da cidade de Criciúma, estado de Santa Catarina. O primeiro ponto fica localizado em uma comunidade chamada São Simão e o ponto foi determinado como o 16° de uma campanha de monitoramento realizada pelo sindicato das indústrias de extração de carvão do estado de Santa Catarina (SIECESC). A Figura 27 mostra o detalhe do córrego à jusante (aproximadamente 100 metros) da boca de mina desativada.



Figura 27. Drenagem Ácida de Minas-DAM-SS-16. Corrente gerada pela passagem de diversas águas (córregos, chuva e afloramentos naturais) por uma mina de carvão desativada (100 m à jusante do ponto SS-16)

O monitoramento da vazão do córrego da boca da DAM-SS-16 é mostrado na Figura 28. Os resultados da vazão do córrego foram cedidos pelo sindicato das indústrias de carvão (SIECESC) e fazem parte de uma campanha de monitoramento da qualidade da água na Bacia do rio Urussanga. A variabilidade da vazão do córrego foi causada pelo período de chuvas nos meses de agosto, setembro e outubro de 2005.

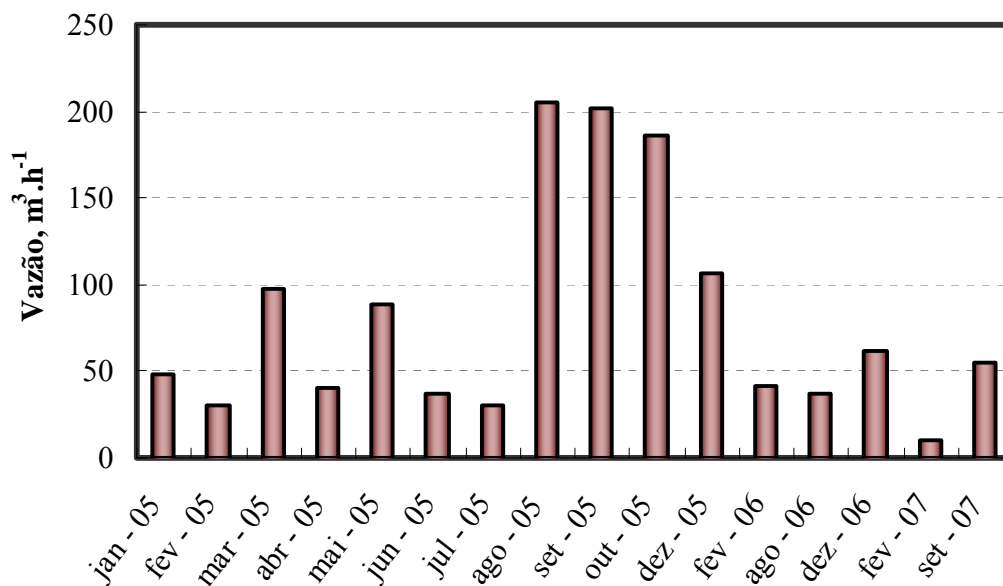


Figura 28. Monitoramento da vazão do córrego da boca de mina desativada (DAM-SS-16) fornecido pelo SIECESC

O segundo ponto para a realização dos estudos piloto foi o lavador Napolini/carbonífera COMIN. O fluxograma da planta piloto (vide o SL na Figura 29), seguiu o mesmo modelo da planta instalada no ponto SS-16 (vide Figura 32).

As bacias de DAM (Figura 30) tratada na planta piloto apresentam um volume aproximado de 12.000 m³, esse volume é mantido devido à captação da drenagem para a planta de beneficiamento (jigues) de rejeito de carvão, fechando o ciclo de DAM na usina. Existem problemas de transbordo das bacias no período de chuva na região, impactando os córregos adjacentes as bacias. Esses problemas de infiltração estão, atualmente, sendo investigados pelo ministério público no local e podem ser resolvido via instalação de uma ETE. Durante a realização dos estudos de tratamento de DAM, o beneficiamento de rejeito de carvão na usina ocorreu de maneira ininterrupta.



Figura 29. Tanque de sedimentação lamelar (SL) usado nos estudos piloto de tratamento da DAM-COMIN



Figura 30. Detalhe da bacia de efluente ácido localizada no lavador de carvão Napolini-Criciúma/SC-DAM-COMIN

Nos estudos de caracterização da qualidade dos efluentes estudados foram determinados os seguintes parâmetros físico-químicos:

- Íons de metais e íons sulfato;

- COT ou carbono orgânico total;
- Turbidez;
- Condutividade;
- Sólidos dissolvidos.

3.2.1 Materiais

Foram usadas amostras de cal calcítica comerciais *QualiCal e Cerro Branco* no ajuste do pH para precipitação dos íons de metais, nas duas estações piloto (SS-16 e COMIN). A neutralização foi realizada em tanques de condicionamento da drenagem ácida de minas e na floculação dos precipitados formados foi utilizado Flonex 9045, uma poliacrilamida catiônica (a “solução-mãe” preparada com concentrações entre 200 e 500 ppm). Todos os reagentes usados são de caráter comercial.

Na etapa de floculação foram usados dois reatores de floculação em série, o floculador serpentinado (FS) e o reator gerador de flocos (RGF), nessa ordem. O primeiro serviu como dispersante do polímero instalado com altos valores de gradiente de velocidade (maior que 1800 s^{-1}) e curto tempo de residência (menor que 6 s) enquanto o RGF foi aplicado para a agregação e aumento do tamanho dos flocos, com gradiente de velocidade próximo a 1000 s^{-1} .

As características físicas dos reatores de floculação e do tanque de sedimentação lamelar são apresentadas na Tabela 8. O RGF foi constituído de um tubo flexível (mangueira comercial trançada com fio de poliéster) com diâmetro interno de 0,0225 m envolto na parte externa de uma coluna fixa de polivinil cloreto (PVC), com raio interno de 0,05 m.

O tanque de sedimentação lamelar (SL) usado nos estudos foi dimensionado e adquirido da Aquafлот Industrial Ltda. A Figura 31A e a Figura 31B mostram a vista lateral do tanque de sedimentação usado no estudo e o detalhe dos tubos inclinados inseridos dentro do tanque, respectivamente.

Tabela 8. Parâmetros de design e operacionais dos equipamentos usados nos estudos de sedimentação

Processos	Parâmetros (operacionais)	Valores
	Número de elementos do flocculador	8
FS – Flocculador Serpentinado	Comprimento dos elementos, m	0,7
	Tempo de residência, min	0,08
	Gradiente de velocidade (G), s ⁻¹	1880
	Número de anéis	19
	Diâmetro de tubos, m	0,025
RGF [®] – Reator Gerador de Flocos	Comprimento, m	12
	Volume, m ³	5.9 x 10 ⁻³
	Tempo de residência, min	0.3
	Gradiente de velocidade (G), s ⁻¹	1050
	Volume do tanque, L	330
	Tempo de residência, min	19
Sedimentador lamelar – SL	Velocidade superficial do líquido, m ³ .m ⁻² .h ⁻¹	4.5
	Área, m ²	0.22
	Ângulo de inclinação dos tubos, °	55
	Diâmetro dos tubos, m	0,05
	Comprimento dos tubos, m	1,2



Figura 31. (A) Vista lateral do tanque de sedimentação usado nos estudos piloto de tratamento de DAM; (B) Detalhe dos tubos inclinados inseridos dentro do tanque de sedimentação

3.2.2 Metodologia

A planta piloto instalada no ponto SS-16 ($1-1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) foi dimensionada e utilizada em estudos prévios de neutralização, floculação e flotação por ar dissolvido, durante os anos de 2005 e 2006 (Carissimi, 2007). Os resultados obtidos nesses estudos mostraram que o processo NF-FAD apresentou eficiente remoção dos íons da DAM (Rubio et al. 2007). A planta foi adaptada com a instalação do tanque de sedimentação lamelar (vide Figura 32) para os estudos do processo NFSL no ano de 2007 e em seguida transportada par o ponto COMIN. Os estudos do processo NFSL foram realizados durante 6 meses de visita a planta SS-16 e mais 4 meses na planta COMIN. Os resultados discutidos nesse trabalho correspondem a valores médios dos resultados obtidos nesse período. Dois tanques de neutralização de DAM com volumes de 2m^3 foram usados no condicionamento em batelada e neutralização do efluente, os tanques eram alimentados por uma bomba centrífuga ligada ao córrego de efluentes ácidos. Uma bomba helicoidal (Netzsch[®] – Modelo 2NE-30A) foi usada na alimentação do efluente para os reatores de floculação e o tanque de sedimentação lamelar. A neutralização da DAM ocorreu pela adição da cal comercial nos tanques de precipitação. A floculação dos precipitados foi realizada utilizando floculadores hidráulicos em linha, desenvolvidos e patenteados pelo LTM/UFRGS (Floculador Serpentinado e Reator Gerador de Flocos[®]). Bombas dosadoras (Exatta[®]) foram empregadas na adição da solução de polímero floculante na corrente de alimentação dos floculadores.

A vazão nominal do SL foi de aproximadamente $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e a vazão de descarga dos sólidos decantados (*underflow*) foi de $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, ou 10 % da vazão de alimentação do tanque.

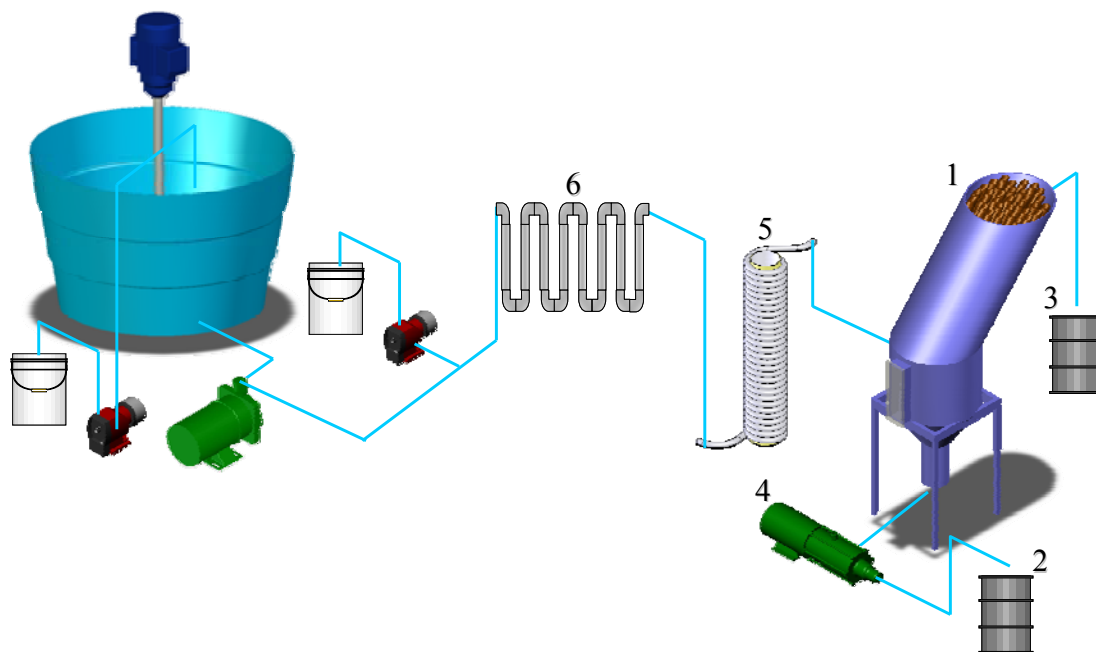


Figura 32. Unidade SL, sedimentação lamelar ($\sim 1-1.5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) aplicada no tratamento de DAM's : DAM-SS-16 e DAM-COMIN-região de Criciúma/SC: [1] SL (sedimentador de lamelas - com tubos inclinados); [2] Lodo decantado; [3] Água tratada; [4] Bomba do lodo decantado; [5] RGF (Reator Gerador de Flocos); [6] FS (Floculador Serpentinado)

3.2.2.1 Precipitação química de íons de metais – Efeito do pH

Devido às características das drenagens ácidas estudadas, com diferentes espécies e diferentes concentrações de íons de metais presentes em solução, foi necessário avaliar e comparar diferentes faixas de pH na precipitação dos hidróxidos metálicos ($Me(OH)$). Estudos de precipitação química, floculação e separação sólido-líquido em um tanque de sedimentação lamelar foram realizados em dois níveis de pH para avaliar o efeito do pH na eficiência de remoção dos íons de metais da DAM. Os valores de pH estudados foram 7 e 9 e a eficiência do processo foi determinada pela remoção dos íons de manganês, alumínio, ferro e sulfato.

3.2.2.2 Flocculação

Os estudos (duplicatas) em nível piloto foram realizados utilizando duas concentrações (5 e 10 mg.L⁻¹) do polímero Flonex 9045, uma poliacrilamida catiônica (floculante mais eficiente nos estudos de laboratório). A solução “mãe” do polímero de 500 mg.L⁻¹ foi preparada e dosada (bombas peristálticas Exatta[®]) na corrente de alimentação dos reatores de flocculação. A vazão de adição das bombas dosadoras foram controladas para as concentrações de 5 e 10 mg.L⁻¹ e os flocos foram separados do líquido pelo tanque de sedimentação lamelar a uma vazão de 1 m³.h⁻¹. A coleta das amostras para avaliação dos parâmetros analisados em laboratório correspondeu a amostras compostas de intervalos de 10 minutos (alíquotas de 250 ml – total 1000 mL).

3.2.2.3 Sedimentação lamelar

Estudos de separação sólido-líquido dos precipitados flocculados foram realizados utilizando o SL, descrito anteriormente, e a eficiência da clarificação e remoção dos íons de metais do efluente foi determinada em função (entre outros) do pH e a taxa de aplicação. Essa eficiência foi medida pela avaliação de parâmetros químicos e físico-químicos selecionados (análise química dos íons alvo, SST, SDT, turbidez e outros).

Devido à variação da altura da interface entre os sólidos decantados e o líquido clarificado dentro do tanque de sedimentação foi avaliado o arraste de flocos para a corrente do líquido clarificado (*overflow*). Assim, foi medida a eficiência de remoção dos flocos alimentados em função do tempo de sedimentação via comparação entre amostras simples, coletadas em intervalos de 20 minutos (estudos a pH 9).

Outro parâmetro importante na operação da planta piloto foi a taxa de aplicação superficial do SL. No estudo padrão foi usada uma taxa de aplicação de 5 m³.m⁻².h⁻¹ (1 m³.h⁻¹) e nesses estudos da capacidade de processamento, as vazões estudadas foram de 0,7, 1,1 e 1,4 m³.h⁻¹ (taxas de aplicação de 3,7; 5,5 e 7,4 m.h⁻¹, respectivamente).

3.2.3 Análises

As concentrações, expressas em mg.L⁻¹, dos íons metálicos (Fe, Al e Mn) residuais na água tratada e na DAM bruta foram determinadas usando um espectrofotômetro de absorção atômica (Varian[®], modelo SpectrAA 110). O pH do meio foi determinado utilizando um medidor marca ANALION[®], modelo PM 608. As concentrações de sulfato foram determinadas via cromatografia iônica. A condutividade foi medida pelo

método eletrométrico empregando um condutivímetro digital (DIGIMED[®], modelo DM-3P) e a turbidez das amostras foi monitorada pelo método de espalhamento de luz (HACH[®], modelo 2100 N).

A cor foi determinada pelo método de fotometria (MERCK[™], modelo SQ-118) e o Carbono Orgânico Total (COT) foi medido no equipamento StarTOC[®]. A tensão superficial foi avaliada pelo método do anel de platina no tensiômetro digital NIMA[®], modelo DST 9005.

Análises da Dureza foram realizadas via titulação com *EDTA* (ácido etilenodiamino tetra-acético), método do baseado no Standard Methods for the Examination of Water and wastewater (APHA, 1998). A quantidade de sólidos dissolvidos na água foi determinada pelo método gravimétrico (APHA, 1998).

3.2.4 Pré-avaliação econômica

Com o objetivo de avaliar os custos envolvidos na operação do processo NFSL das DAM's SS-16 e COMIN, foi realizado um monitoramento do consumo energético e de reagentes na operação da planta piloto. O consumo energético, em kWh, foi realizado usando um equipamento de medição instalado na planta piloto. A estimativa do consumo de reagentes foi realizada com base nas concentrações de cada um no tratamento da DAM e nos custos comerciais atualizados dos mesmos.

4. RESULTADOS

4.1. Estudo de laboratório

4.1.1 Curvas de neutralização de DAM

A Figura 33 e a Figura 34 mostram as curvas de neutralização (“titulação”) das duas DAM’s usando soluções mãe de cal (100 g.L^{-1}). As curvas de titulação mostram uma atividade alcalina similar entre as duas diferentes marcas de cal comercial (capacidade de neutralização).

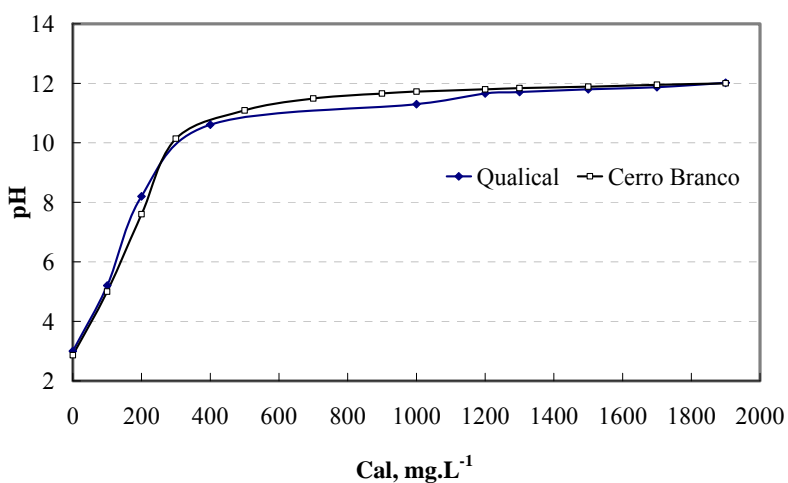


Figura 33. Curva de neutralização da DAM-SS-16. Concentração inicial das soluções de cal = 100 g.L^{-1} ; pH inicial = 2,6

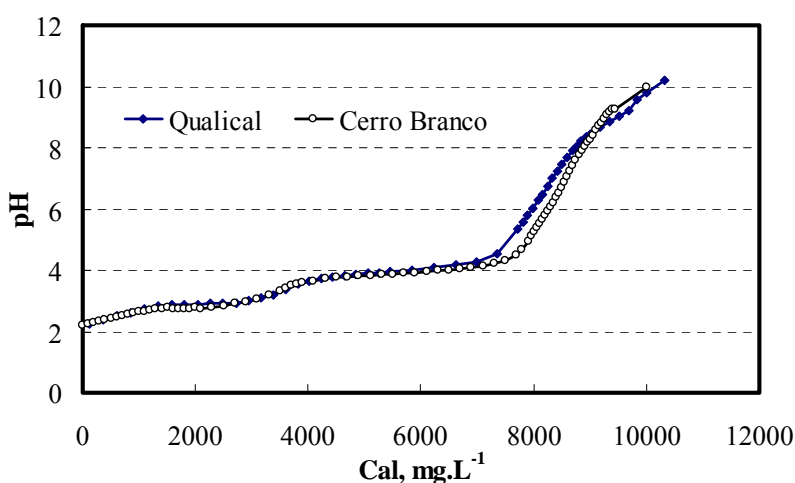


Figura 34. Curva de neutralização da DAM-COMIN. Concentração inicial das soluções de cal = 100 g.L^{-1} ; pH = 2,1

A DAM-COMIN apresentou uma acidez média de $6.000 (\pm 500) \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$, enquanto o efluente da boca da mina apresentou um valor médio de $210 (\pm 25) \text{ mg.L}^{-1}$ de CaCO_3 o que representa uma relação de 28 vezes. Com o objetivo de relacionar os custos envolvidos na neutralização da DAM com a acidez desses efluentes ácidos, foram feitas novas curvas de neutralização (titulação) com soluções diluídas da DAM-COMIN (o insumo cal é o que mais onerou a etapa de neutralização de DAM's).

As curvas de neutralização são mostradas na Figura 35 e a relação entre a acidez dos efluentes diluídos e os custos envolvidos na neutralização dos mesmos é mostrada na Figura 36. Os resultados revelam uma linearidade (coeficiente de correlação = 0,9994) na relação entre acidez e custos de neutralização. Em função dessa linearidade se torna possível determinar os custos envolvidos na neutralização da DAM que contaminam os rios, córregos e bacias da região.

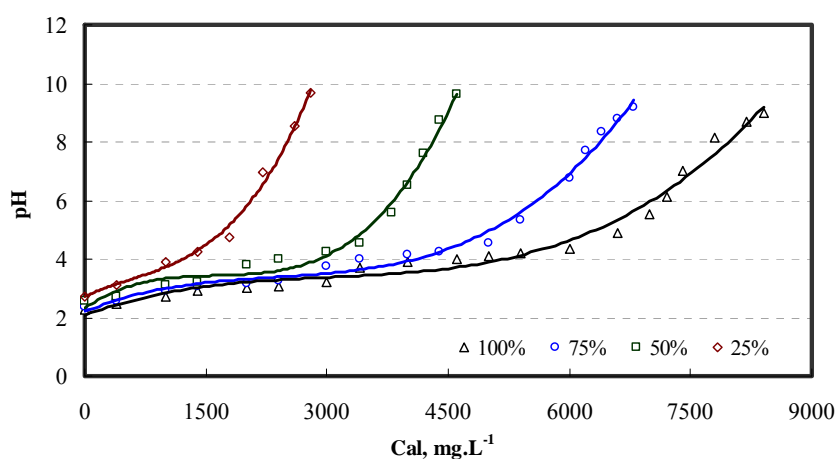


Figura 35. Curvas de neutralização da DAM-COMIN em função do grau de diluição. O valor de 100% corresponde à DAM-COMIN original (sem diluição)

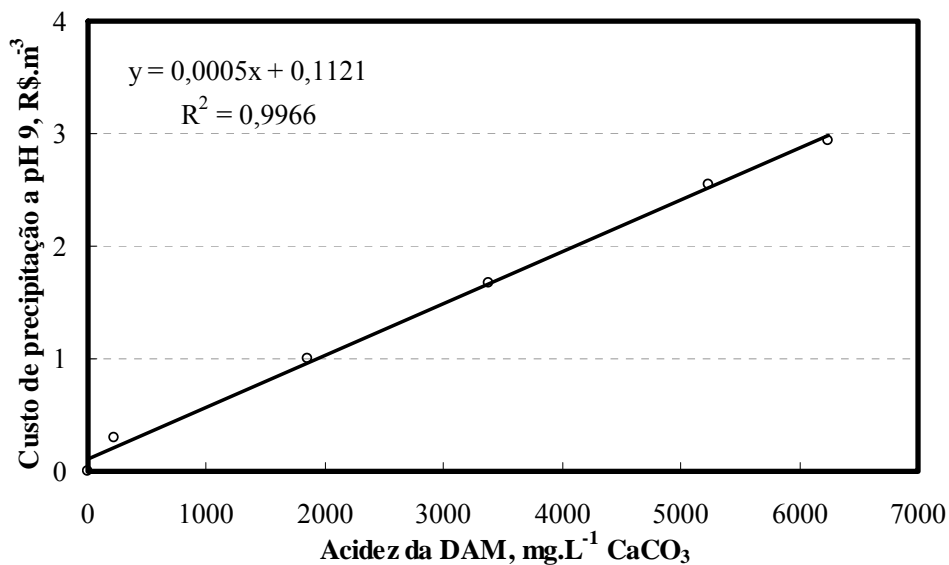


Figura 36. Relação entre a acidez e os custos aproximados da etapa de neutralização, com cal, da DAM-COMIN. A Acidez foi modificada via diluição da DAM-COMIN

O volume do lodo gerado, após a neutralização com cal (pH = 7,0) também se mostrou proporcional a acidez da DAM. Em função da elevada concentração ou força iônica da DAM-COMIN o volume de lodo gerado no efluente DAM-COMIN é muito superior ao volume de lodo na DAM do ponto SS-16, como mostrado na Figura 37.

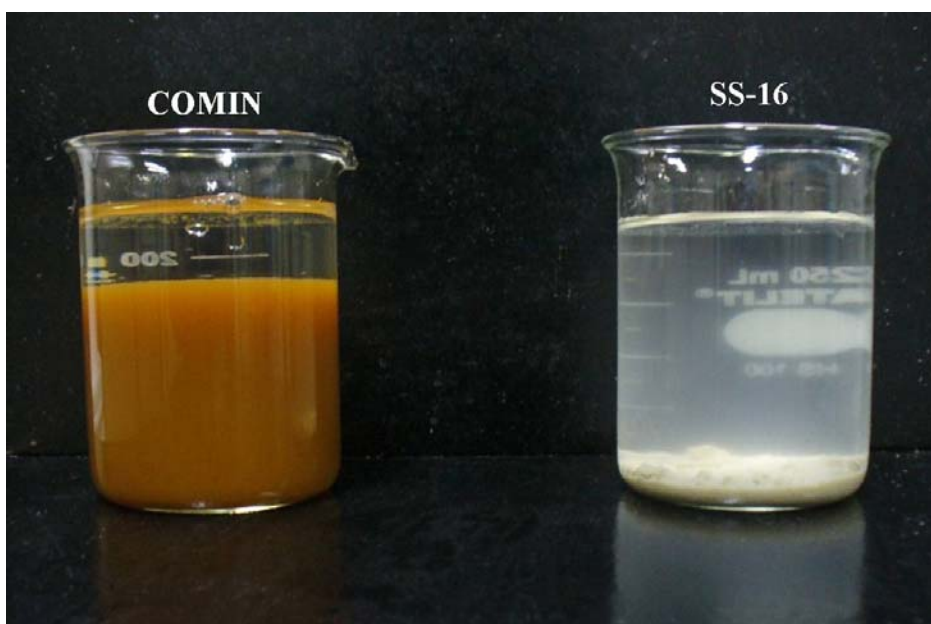


Figura 37. Lodos gerados após a neutralização e floculação das duas DAM's (pH 7,0)

4.1.2 Eficiência de floculação de precipitados de íons metálicos – Testes de jarros DAM-SS-16

Os resultados da turbidez residual do sobrenadante em cada jarro para o teste de comparação entre os polímeros estudados são mostrados na Figura 38.

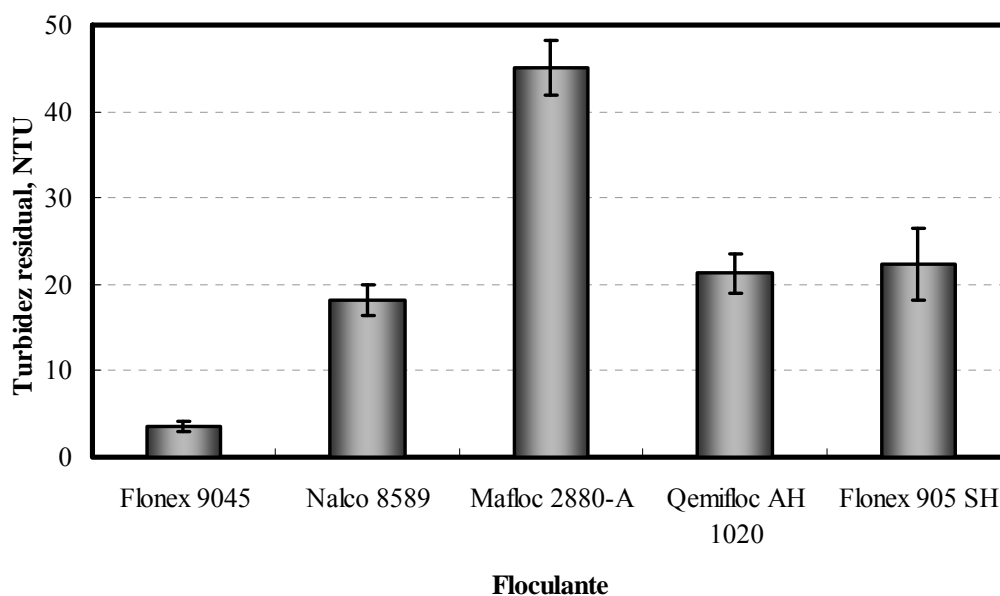


Figura 38. DAM-SS-16. Valores da turbidez residual (testes de floculação em jarros) em função do tipo de polímero floculante. Flonex 9045 (poliacrilamida catiônica); Flonex/Floerger 905 SH (poliacrilamida aniônica); Nalco (catiônico); Mafloc (aniônico) e Qemifloc (não-iônico). pH de neutralização = 7. Concentração dos floculantes = 5 mg.L⁻¹. Turbidez inicial = 620 NTU

Em função desses valores foi escolhido o polímero catiônico Flonex 9045 e foram repetidos os estudos de floculação em função da concentração (1, 3, 5 e 10 mg.L⁻¹). Os resultados são mostrados na Figura 39 onde as concentrações de 5 e 10 mg.L⁻¹ apresentaram melhores condições de floculação.

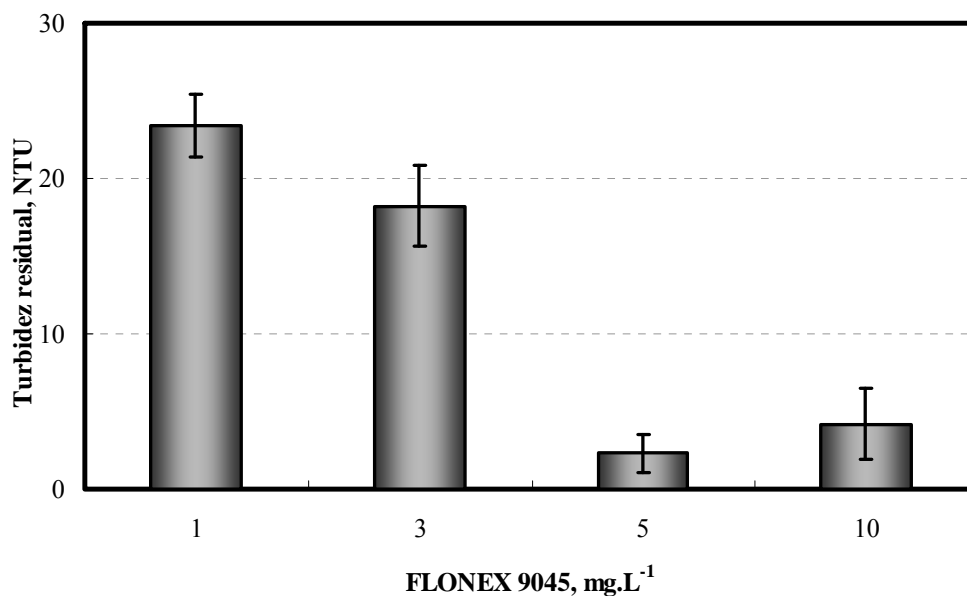


Figura 39. DAM-SS-16. Valores da turbidez residual (testes de floculação em jarros) em função da concentração de Flonex 9045 (poliacrilamida catiônica). pH de neutralização = 7. Turbidez inicial = 580 NTU

Em função desses resultados foram planejados estudos comparativos em nível piloto (processo NFSL), nas concentrações do floculante entre 5 e 10 mg.L⁻¹.

DAM-COMIN

Os resultados dos testes de jarros são mostrados na Figura 40. Dentre os polímeros floculantes estudados, dois foram os mais eficientes em termos da turbidez residual no sobrenadante dos jarros: O Flonex 9045 corresponde a uma poliacrilamida catiônica de alto peso molecular e o Flonex (Floerger) 905 SH, a uma poliacrilamida de alto peso molecular e com baixa densidade de carga aniônica (3%).

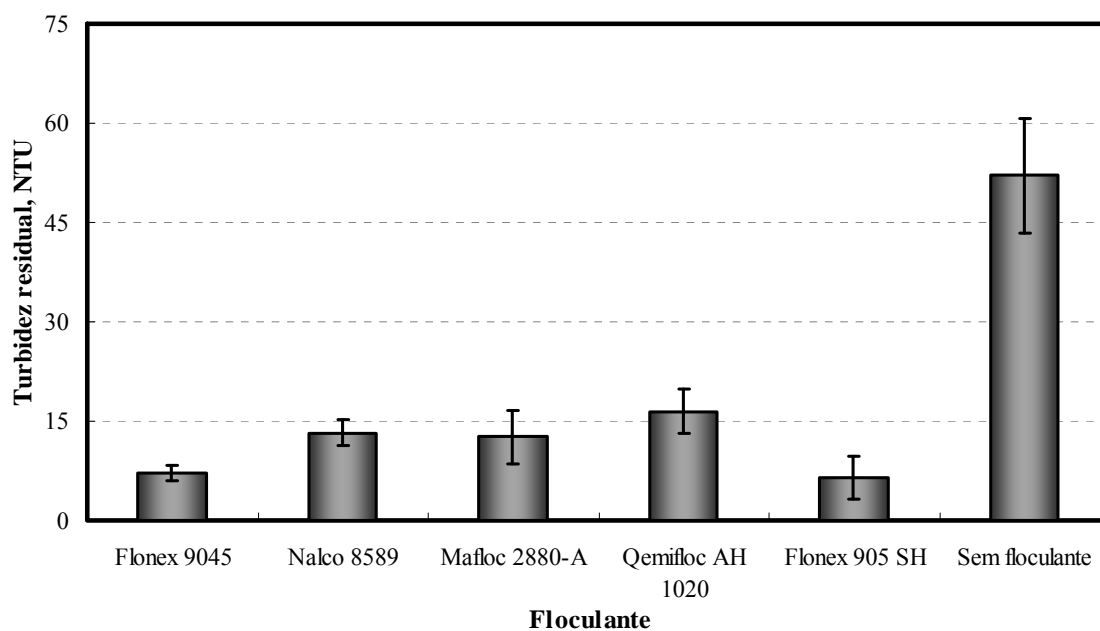


Figura 40. DAM-COMIN. Valores da turbidez residual (testes de floculação em jarros) em função do tipo de polímero floculante. Flonex 9045 (poliacrilamida catiônica); Flonex 905 SH (poliacrilamida aniônica); Nalco (catiônico); Mafloc (aniônico) e Qemifloc (não-iônico). pH de neutralização = 7. Concentração dos floculantes = 5 mg.L^{-1} . Turbidez inicial = 1350 NTU

Foram repetidos os testes de jarros visando comparar esses dois floculantes. A Figura 41 mostra que ambos os floculantes apresentam a mesma eficiência de floculação, avaliada pela turbidez residual do sobrenadante dos jarros. Os flocos gerados são grandes, resistentes à agitação e sedimentam com elevada velocidade. Esses resultados podem ser explicados provavelmente pela maior força iônica do meio e a maior massa dos precipitados coloidais desta DAM-COMIN neutralizada. Assim, outros mecanismos operam (pontes de hidrogênio) além da adsorção eletrostática entre os polímeros e as distintas superfícies. Este fato não foi observado na floculação dos precipitados coloidais na DAM- SS-16 que é mais diluída.

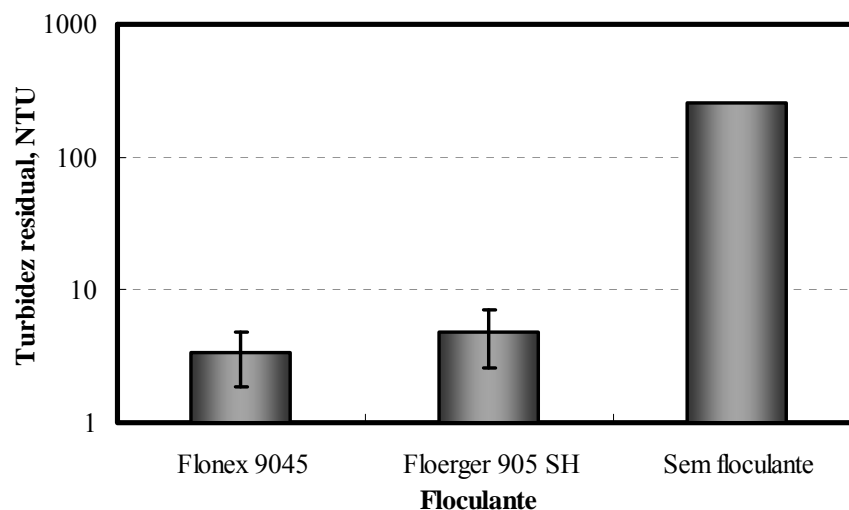


Figura 41. DAM-COMIN. Valores da turbidez residual (testes de floculação em jarros) em função do tipo de polímero floculante. Floculantes Flonex 9045 (poliacrilamida catiônica) e Flonex 905 SH (poliacrilamida aniônica). Concentração dos polímeros floculantes = 5 mg.L^{-1} . pH de neutralização = 7. Turbidez inicial = 1428 NTU

4.1.3 Avaliação do efeito do ângulo de inclinação das lamelas na eficiência do sedimentador de flocos, SL de bancada

A Figura 42 e a Figura 43 mostram o efeito do ângulo de inclinação das placas do SL na eficiência de remoção de precipitados coloidais floculados de um efluente sintético (80 mg.L^{-1} de Fe^{+3}). A eficiência de clarificação foi avaliada pela turbidez e pelos sólidos totais residuais dos efluentes tratados em função da variação da inclinação das lamelas.

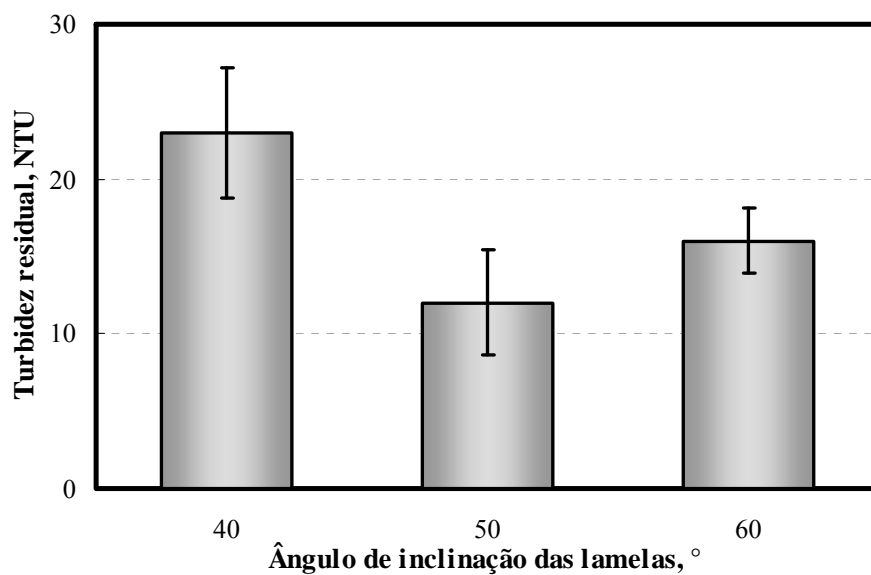


Figura 42. NFSL de bancada. Valores de turbidez residual em função do ângulo de inclinação das lamelas. $C_i = 80 \text{ mg.L}^{-1}$ de Fe^{+3} . Flonex 9045 = 5 mg.L^{-1} .

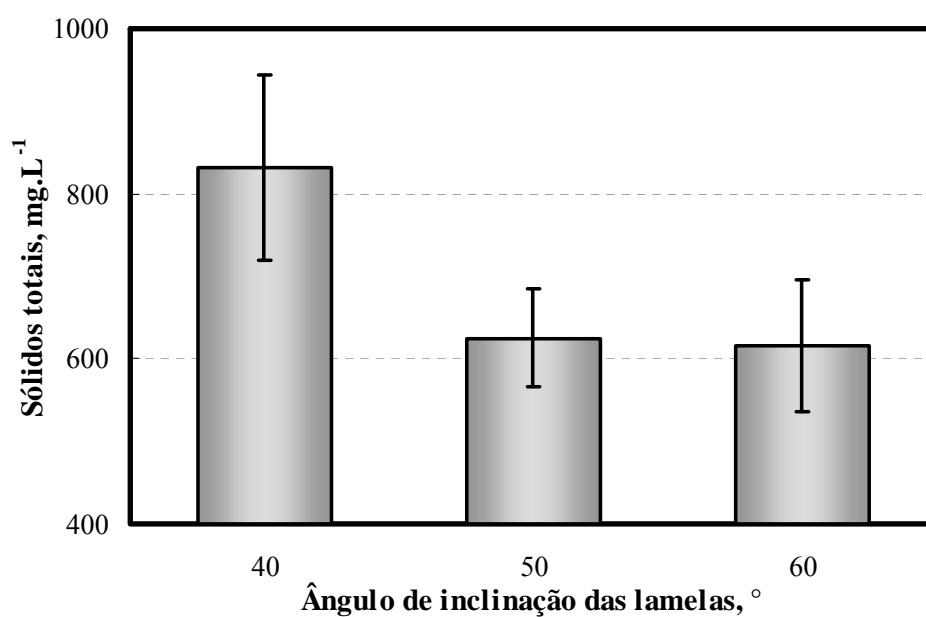


Figura 43. NFSL de bancada. Valores de sólidos totais da água tratada em função do ângulo de inclinação das lamelas. $C_i = 80 \text{ mg.L}^{-1}$ de Fe^{+3} . Flonex 9045 = 5 mg.L^{-1} .

O SL operando com um ângulo de inclinação de 40° apresentou uma menor eficiência devido ao maior grau de arraste dos flocos observado no interior dos tubos. Os flocos

sedimentaram nas placas de forma isolada e mais próximo da zona do *overflow*, onde foram dispersos e arrastados pela corrente de fluxo de saída do SL, como ilustrado na Figura 44.

Entretanto, no SL com ângulos de inclinação de 50 e 60°, a componente de forças gravitacionais agindo sobre os flocos na coordenada vertical num plano de coordenadas cartesianas, foi suficiente para evitar o arraste dos flocos à corrente de água clarificada (*overflow*). Outro aspecto determinante na eficiente remoção dos flocos no SL com ângulos de inclinação de 50 e 60° foi a maior agregação, adensamento e deposição dos flocos nas placas na proximidade da zona de descarga (*underflow*) (vide Figura 44-b).

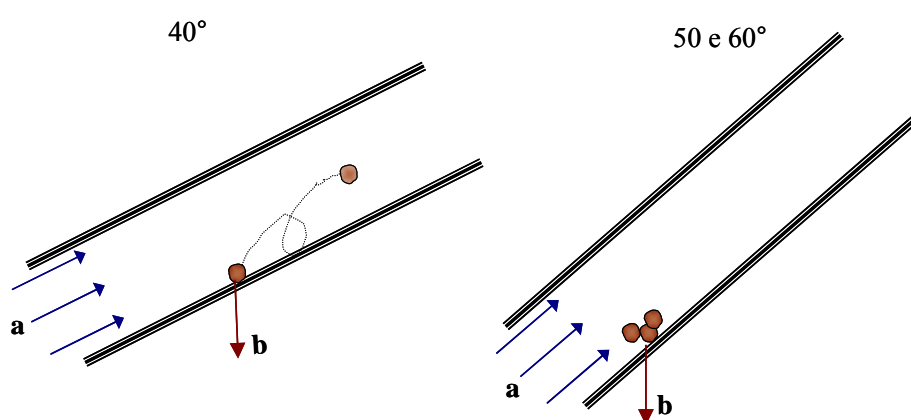


Figura 44. SL de bancada com lamelas com distintos ângulos de inclinação. Desenho esquemático das correntes de escoamento do fluxo no interior das lamelas inclinadas (a) e da componente de força gravitacional agindo sobre os flocos (b)

4.2. Estudo piloto de tratamento de DAM (SS-16 e COMIN) pelo processo NFSL

A Tabela 9 e a Tabela 10 mostram as principais características químicas e físico-químicas das DAM's (alimentação DAM-SS-16 e DAM-COMIN), das amostras utilizadas nos distintos estudos do processo NFSL:

1. Efeito do pH;
2. Influência do tipo e concentração de floculante
- e 4. Influência de parâmetros operacionais (tempo de sedimentação e taxa de aplicação).

Tabela 9. Processo NFSL. Características físico-químicas da DAM-SS-16 (alimentação à planta) nos estudos piloto

Parâmetro	Estudos contínuos na planta DAM-SS-16			
	Estudo 1 ^a	Estudo 2 ^b	Estudo 3 ^c	Estudo 4 ^d
pH	2,7	3,1	3	3,1
SO ₄ ⁻² , MG.L ⁻¹	685	679	594	680
Mn, mg.L ⁻¹	2,3	1,7	1,8	1,7
Fe, mg.L ⁻¹	2,1	1,4	2,3	2,4
Al, mg.L ⁻¹	33,2	28,4	27	26
Condutividade, µS.cm ⁻¹	1405	1293	1316	1294
Cor, Hz	12	22	8	7
COT, mg.L ⁻¹	0,7	0,6	0,7	0,6
Tensão superficial, mN.m ⁻¹	72	68	74	74
Turbidez, NTU	0,4	1	1	1
Dureza, mg.L ⁻¹ (CaCO ₃)	427	227	428	391
Sólidos dissolvidos, mg.L ⁻¹	1250	1003	1054	1029

^a: Efeito do pH;

^b: Efeito do tipo de floculação;

^c: Efeito do tempo de sedimentação;

^d: Efeito da taxa de aplicação.

Tabela 10. Processo NFSL. Características físico-químicas da DAM-COMIN (alimentação à planta) nos estudos piloto

Parâmetro	Estudos contínuos na planta DAM-COMIN			
	Estudo 1 ^a	Estudo 2 ^b	Estudo 3 ^c	Estudo 4 ^d
pH	2,6	2,6	2,6	2,4
SO ₄ ⁻² , mg.L ⁻¹	12236	13876	13988	9899
Mn, mg.L ⁻¹	12,5	13,2	12,5	10,21
Fe, mg.L ⁻¹	1927	1220	1632	1240
Al, mg.L ⁻¹	1163	1378	1155	1029
Condutividade, mS.cm ⁻¹	8,78	9,21	9	7,06
Cor, Hz	21700	16000	21500	16500
COT, mg.L ⁻¹	0,5	0,62	0,5	0,67
Tensão superficial, mN.m ⁻¹	74,5	76	76,8	75,3
Turbidez, NTU	238	144	92,7	124
Sólidos dissolvidos, mg.L ⁻¹	19918	21044	16323	16718

^a: Efeito do pH;

^b: Efeito do tipo de floculação;

^c: Efeito do tempo de sedimentação;

^d: Efeito da taxa de aplicação.

4.2.1 Efeito do pH

DAM-SS-16

O efeito do pH (7 e 9) na precipitação dos íons de metais e eficiência (concentrações residuais e % de remoção dos íons Fe, Al e Mn) do processo NFSL, é mostrado na Figura 45. Os resultados de remoção desses íons é similar em ambos os valores de pH com exceção do íon Mn pois esse comportamento era esperado já que o pH é uma importante variável na precipitação e remoção dos íons. O íon Mn^{+2} hidrolisa e forma a espécie precipitada, $Mn(OH)_2$, em valores de pH próximo a 9 (vide Figura 8 – Revisão Bibliográfica).

A qualidade da água tratada pelo processo NFSL foi comparada com níveis estabelecidos pelas normas diretivas Brasileiras e Sul Rio-Grandense: Resolução CONAMA 357/05 e Resolução CONSEMA 128/06, respectivamente. Esta última foi consultada para acompanhar os limites de emissão para o alumínio dissolvido na água devido à norma nacional não apresentar essa determinação. A Tabela 11 mostra a qualidade da água em relação aos demais parâmetros estudados.

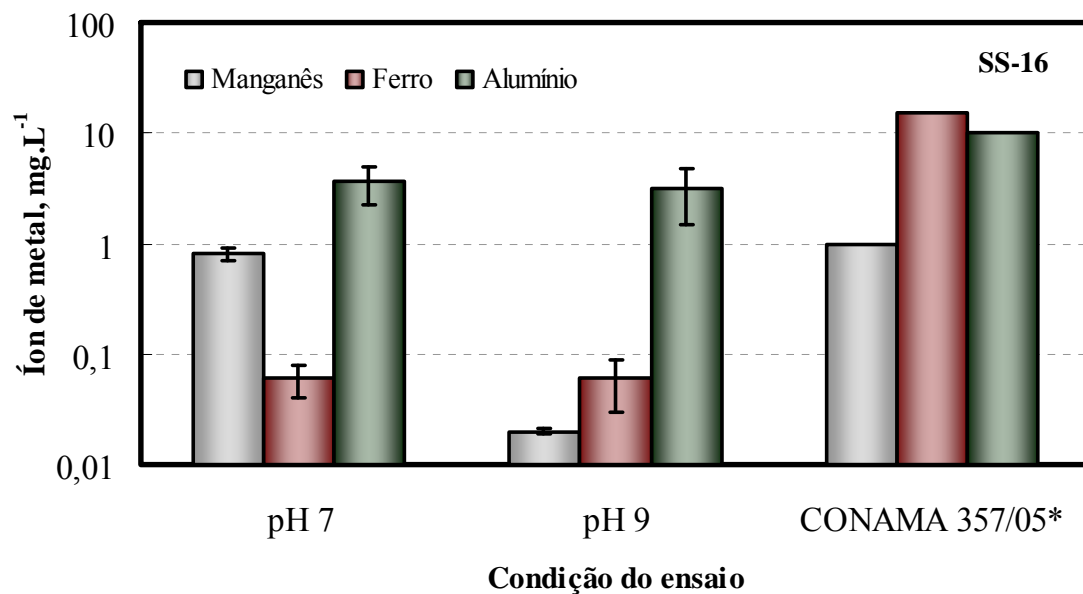


Figura 45. Processo NFSL, DAM SS-16. Concentrações finais (média entre os estudos em duplicata) dos íons de metais em função dos estudos de precipitação química. Remoção: Mn 65% e 99%; Fe 97% e 97%; Al 89% e 90%. $[Mn]_i = 2,3$; $[Fe]_i = 2,1$; $[Al]_i = 33,2$ (mg.L⁻¹). $[Flonex\ 9045] = 5$ mg.L⁻¹. * Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06

Tabela 11. Processo NFSL, DAM-SS-16. Características físico-químicas (média entre os estudos em duplicata) da água tratada em função dos estudos de precipitação química em pH 7 e 9

Parâmetro	Amostra Tratada		Emissão de efluentes CONAMA 357/05
	pH 7	pH 9	
pH	7,1	9,2	5-9
SO ₄ ⁻² , MG.L ⁻¹	568	537	-
Mn, mg.L ⁻¹	0,8	0,02*	1
Fe, mg.L ⁻¹	0,06*	0,06*	15
Al, mg.L ⁻¹	3,6	3,1	10**
Condutividade, µS.cm ⁻¹	1239	1275	-
Cor, Hz	9	12	-
COT, MG.L ⁻¹	1,3	0,8	-
Tensão superficial, mN.m ⁻¹	68	65	-
Turbidez, NTU	8,5	11,5	Ausência de materiais suspensos
Dureza, mg.L ⁻¹ (CaCO ₃)	728	764	-
Sólidos dissolvidos, mg.L ⁻¹	1190	1202	-

Os resultados obtidos no processo NFSL para os estudos de precipitação química a pH 9, com uma vazão de alimentação de 1 m³.h⁻¹ (taxa de aplicação de 5,5 m³.m⁻².h⁻¹), concentração do polímero floculante (Flonex 9045) = 5 mg.L⁻¹ e uma descarga de sólidos (*underflow*) de 0,1 m³.h⁻¹, mostraram uma eficiente clarificação (Figura 46) da DAM-SS-16.

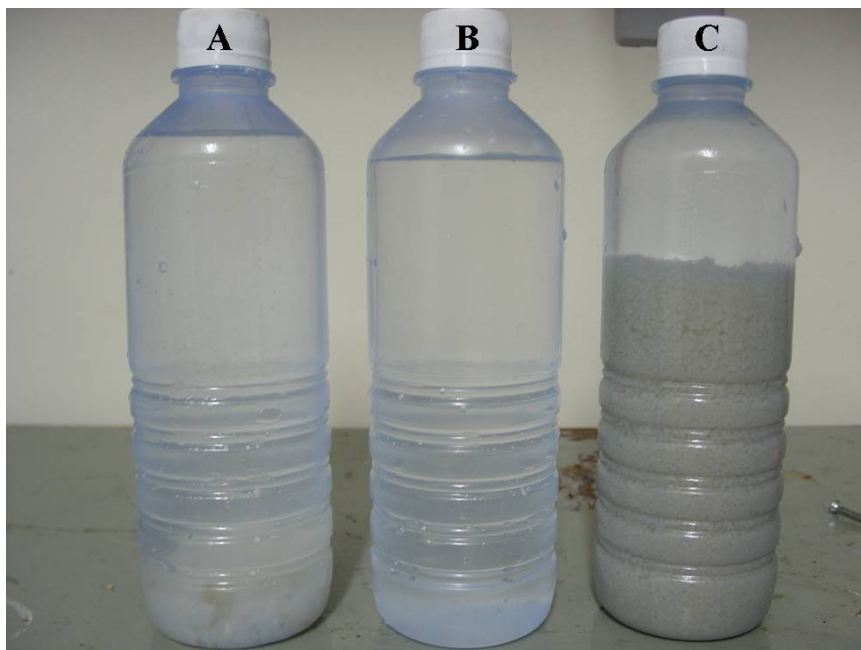


Figura 46. Amostras comparativas dos diferentes fluxos da Planta Piloto: (A) Aspecto da água na alimentação; (B) no overflow – efluente clarificado e (C) no underflow – sólidos decantados após 15 minutos de repouso. Vazão de alimentação da planta de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$; vazão do underflow de $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$

DAM-COMIN

Os estudos piloto do processo NFSL nos valores de pH 7 e/ou 9 mostraram uma elevada eficiência na remoção dos íons de metais, com a exceção do íon Mn para a neutralização do efluente em pH 7, conforme as expectativas, já discutidas anteriormente. Excluindo o Mn todos os íons de metais enquadraram-se nos limites recomendados pela normatização nacional e estadual (Figura 47). Ainda, foram determinados outros parâmetros físico-químicos na água tratada e a Tabela 12 mostra que o parâmetro *cor* apresenta altos níveis para a água tratada a pH 7, provavelmente devido a não precipitação dos íons de metais neste pH.

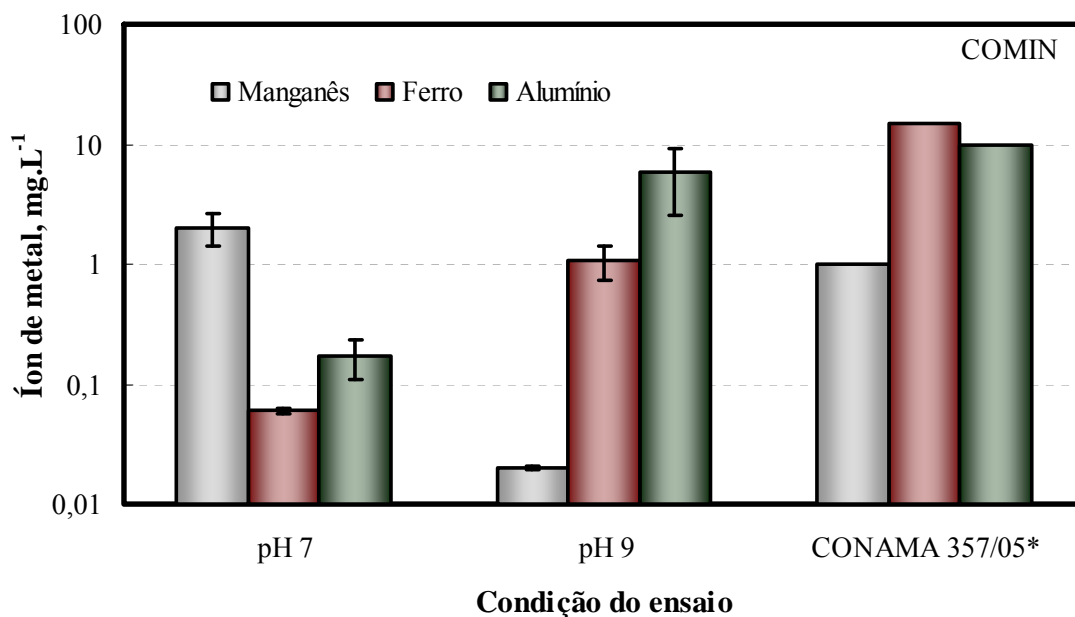


Figura 47. Processo NFSL-DAM-COMIN. Concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons de metais em função dos estudos de precipitação química. $[Mn]_i = 12,5$; $[Fe]_i = 1927$; $[Al]_i = 1163$ ($mg.L^{-1}$). $[Flonex\ 9045] = 5$ $mg.L^{-1}$. * Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06

Tabela 12. Processo NFSL, DAM-COMIN. Características físico-químicas (média entre os estudos duplicata) da água tratada em função dos valores de pH 7 e 9

Parâmetro	DAM-COMIN tratada		Emissão de efluentes CONAMA 357/05
	pH 7	pH 9	
pH	7,1	9	5-9
SO_4^{-2} , $mg.L^{-1}$	1922	1456	-
Mn, $mg.L^{-1}$	2	0,02	1
Fe, $mg.L^{-1}$	0,06	1,07	15
Al, $mg.L^{-1}$	0,17	5,82	10 (Consema 128/06)
Condutividade, $MS.cm^{-1}$	2,9	2,5	-
Cor, Hz	350	3	-
COT, $mg.L^{-1}$	0,67	0,45	-
Tensão superficial, $mN.m^{-1}$	73	75,5	-
Turbidez, NTU	6,45	4,74	Ausência de materiais flutuantes
Sólidos dissolvidos, $mg.L^{-1}$	3140	2755	-

Remoção dos íons sulfato

A remoção de íons sulfato da DAM-SS-16 (concentração inicial = 685 mg.L^{-1}) e da DAM-COMIN (concentração inicial = 12.236 mg.L^{-1}) é limitada pela precipitação dos sais de Cálcio o que também (obviamente) afeta a floculação e a sedimentação.

Assim, o equilíbrio químico alcançado entre as espécies iônicas (Ca^{+2} e SO_4^{-2}) e o mineral (CaSO_4), não permite a precipitação desse último quando a concentração inicial de sulfato for menor que $1800\text{-}2000 \text{ mg.L}^{-1}$ como é o caso da DAM-SS-16. No caso da DAM-COMIN os valores de remoção parecem expressivos (da ordem de 90% dos íons sulfato), mas fica, da mesma forma limitado por este equilíbrio químico. Alternativas de precipitação de íons têm sido estudadas por diversos autores, com distintos reagentes químicos, mas os custos envolvidos, na maioria dos casos inviabilizam o processo. Por exemplo, Cadorin (2007) estudou a alternativa de precipitação com sais de policloreto e o custo pelo consumo dos reagentes é menor que R\$ $7,00/\text{m}^3$ DAM.

4.2.2 Estudos de floculação

DAM-SS-16

Em função da similaridade na floculação entre as duas concentrações (5 e 10 mg.L^{-1}) de Flonex 9045 (testes de jarros), foram realizados estudos piloto, com a mesma vazão de tratamento de $1 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ e pH 9.

A Figura 48 mostra que as concentrações do polímero estudadas apresentaram mesma eficiência na remoção de íons metálicos para as condições estudadas e, portanto, se recomenda o uso da menor concentração (5 mg.L^{-1}) pelo menor custo de operação da planta. Todos os íons estudados na água tratada ficaram em concentrações abaixo das recomendações (exigências) das resoluções ambientais.

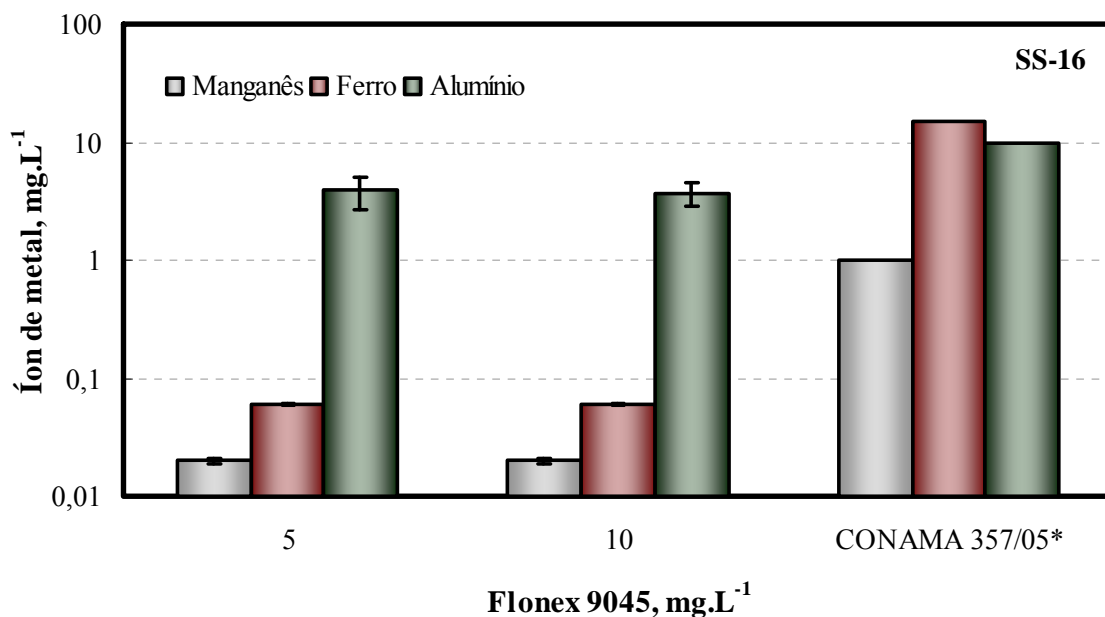


Figura 48. Processo NFSL, DAM-SS-16. Concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons de metais em função dos estudos de diferentes concentrações do floculante (Flonex9045). pH de precipitação = 9. Remoção: Mn 98% e 98%; Fe 95% e 95%; Al 86% e 87%. $[Mn]_i = 1,7$; $[Fe]_i = 1,4$; $[Al]_i = 28,4$ (mg.L⁻¹). * Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06

DAM-COMIN

Os estudos piloto usando os polímeros floculantes selecionados nos testes de jarros foram realizados na planta piloto com uma vazão de tratamento de 1 m³.h⁻¹ e o pH de neutralização de 7 (\pm 0,3). A Figura 49 mostra que os floculantes estudados apresentaram uma eficiência similar na remoção de íons metálicos nas condições estudadas. Todos os íons estudados na água tratada ficaram em concentrações menores às recomendações das resoluções ambientais, inclusive o Mn, bem próximo do limite. Nesses estudos a concentração do íon Mn na alimentação (DAM bruta) foi a maior dentre todas as etapa estudadas ($[Mn] = 13,2$ mg.L⁻¹) e, comparativamente, o estudo que alcançou maiores remoções desse íon. Este resultado pode ser explicado pelo efeito do íon comum ou adsorção preferencial dos íons determinantes de potencial do precipitado coloidal Mn(OH)₂.

A eficiência de floculação da poliacrilamida aniônica pode ser explicada pelo fato dos precipitados coloidais da DAM-COMIN apresentarem altos teores de cátions metálicos (Me^+), resultando na afinidade eletrostática com o polímero, fato não observado na floculação dos precipitados coloidais do efluente SS-16 (DAM diluída).

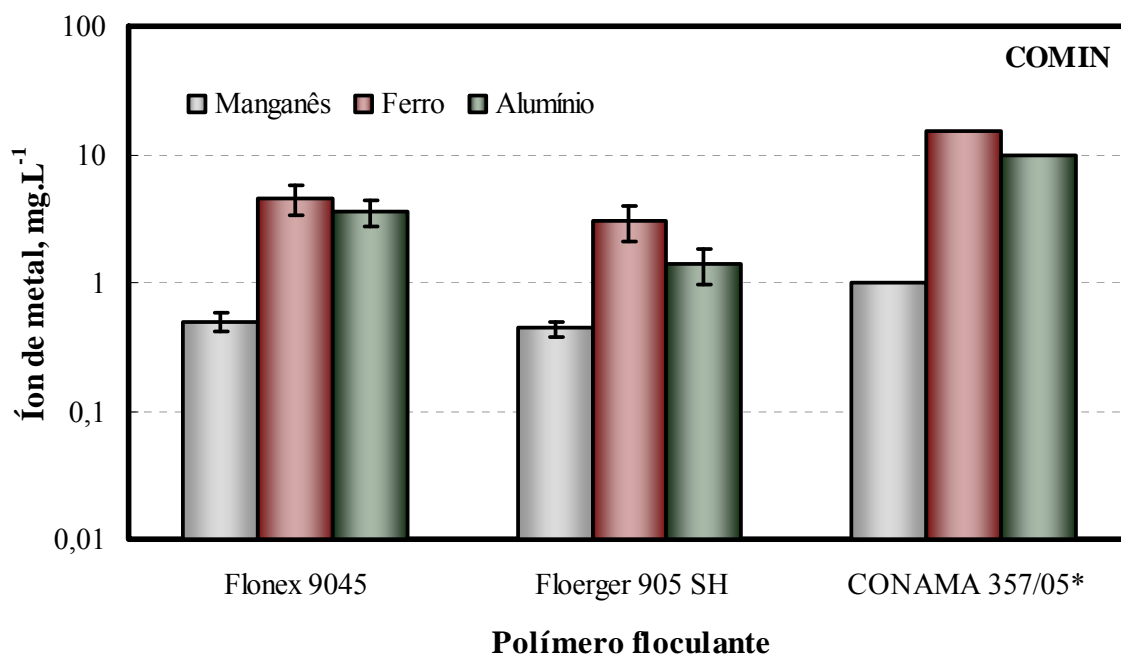


Figura 49. Processo NFSL, DAM-COMIN. Valores finais (média entre os estudos duplicata) dos íons de metais em função dos estudos de floculação. Remoção: Mn 96% e 96%; Fe 99% e 99%; Al 99% e 99%. $[Mn]_i = 13,2$; $[Fe]_i = 1220$; $[Al]_i = 1378$ (mg.L⁻¹). $[Polímero] = 5$ mg.L⁻¹. *Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06

4.2.3 Efeito do tempo de sedimentação no arraste de flocos no interior dos tubos do SL (DAM-SS-16 e DAM-COMIN)

Os estudos para avaliar o efeito do tempo de sedimentação no arraste de flocos foram realizados nas plantas piloto de ambas as DAM's. A altura da interface entre os sólidos decantados e o líquido clarificado no interior do tanque de sedimentação apresentou-se variável devido à deposição gradativa dos flocos no fundo do tanque e a dispersão dos mesmos pela corrente de alimentação do SL.

Com o objetivo de avaliar a ocorrência do arraste dos flocos para a corrente de saída do tanque durante os estudos de sedimentação, foram realizadas coletas na corrente de água

clarificada (*overflow*) nos tempos de 20, 40, 60 e 80 minutos após o início da operação do processo. Os resultados mostrados na Figura 50 e Figura 51 revelam que a qualidade da água tratada não variou com o tempo de sedimentação, mantendo-se abaixo dos limites de emissão (CONAMA 357 e CONSEMA 128), o que revela que com a descarga dos sólidos decantados (*underflow*) mantida em $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, ou seja, 10% da vazão de alimentação, o tanque de sedimentação lamelar apresenta eficiente remoção dos flocos alimentados. Os demais parâmetros acompanhados na água tratada para os diferentes tempos de sedimentação são apresentados na Tabela 13 e na Tabela 14.

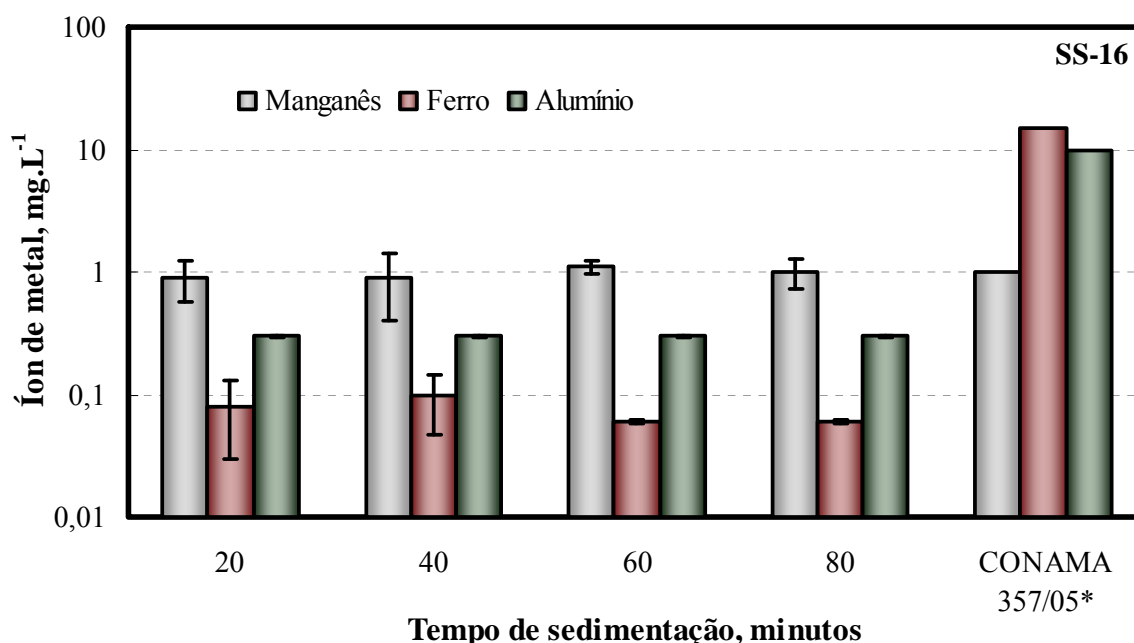


Figura 50. Processo NFSL, DAM-SS-16. Valores das concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons de metais em função dos estudos de tempo de sedimentação. pH de precipitação = 9. Remoção: Mn 50%, 50%, 39% e 44%; Fe 87%, 91%, 97% e 97%; Al 99%, 99%, 99% e 99%. $[\text{Mn}]_i = 1,8$; $[\text{Fe}]_i = 2,3$; $[\text{Al}]_i = 27 \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$. $[\text{Flonex 9045}] = 5 \text{ mg.L}^{-1}$. * Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06

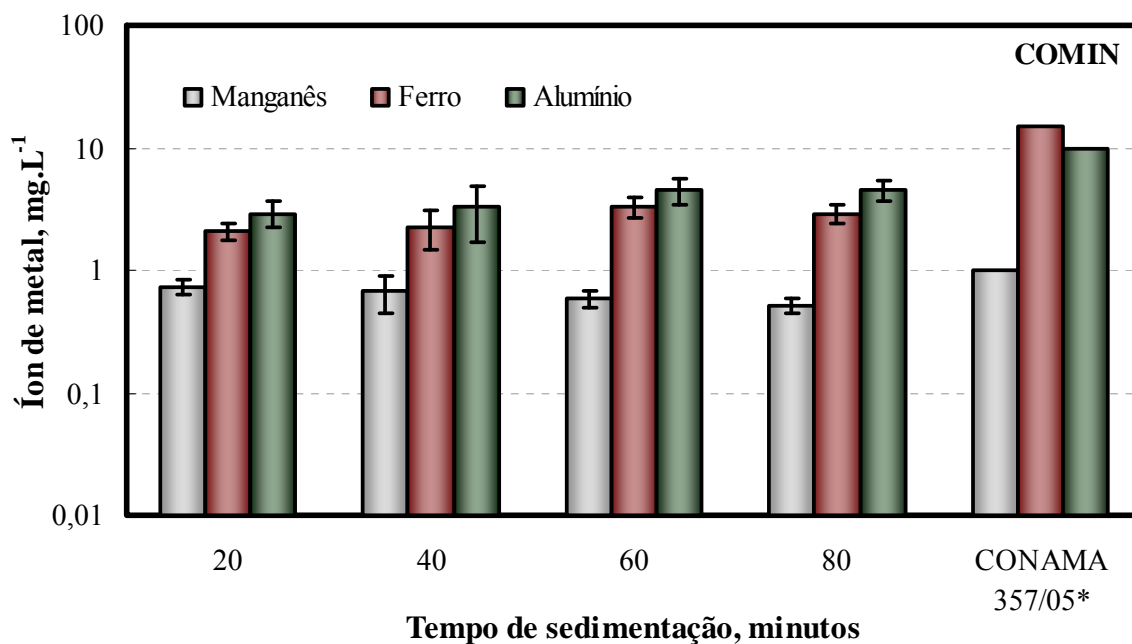


Figura 51. Processo NFSL, DAM-COMIN. Valores das concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons em função dos estudos de tempo de sedimentação. pH de precipitação = 9. Remoção: Mn 94%, 94%, 95% e 95%; Fe 99%, 99%, 99% e 99%; Al 99%, 99%, 99% e 99%. $[Mn]_i = 12,5$; $[Fe]_i = 1632$; $[Al]_i = 1155$ (mg.L⁻¹). $[Flonex\ 9045] = 5$ mg.L⁻¹. *Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06

Tabela 13. Características físico-químicas da água tratada nos estudos de sedimentação para os tempos de 20, 40, 60 e 80 minutos – DAM-SS-16

Parâmetro	Tempo de operação do SL				Emissão de efluentes CONAMA 357/05
	20 minutos	40 minutos	60 minutos	80 minutos	
pH	7	7	7	7	5-9
SO ₄ ⁻² , MG.L ⁻¹	573	580	583	570	-
Mn, mg.L ⁻¹	0,9	0,9	1,1	1	1
Fe, mg.L ⁻¹	0,3	0,2	0,06*	0,06*	15
Al, mg.L ⁻¹	0,3*	0,3*	0,3*	0,3*	10
Condutividade, µS.cm ⁻¹	1028	1034	1126	1130	-
Cor, Hz	7	7	6	7	-
COT, mg.L ⁻¹	0,7	0,7	0,7	0,7	-
Tensão superficial, mN.m ⁻¹	73	73	74	74	-
Turbidez, NTU	21	21	20	22	Ausência de materiais flutuantes
Dureza, mg.L ⁻¹ (CaCO ₃)	634	638	635	635	-
Sólidos dissolvidos, mg.L ⁻¹	1076	1078	1067	1070	-

*LOD: abaixo do limite de detecção do equipamento (Limite mínimo de detecção do Absorção Atômica: Fe – 0,06 ppm; Al – 0,3 ppm; Mn – 0,02 ppm).

Tabela 14. Características físico-químicas da água tratada para os estudos de sedimentação para os tempos de 20, 40, 60 e 80 minutos – COMIN

Parâmetro	Tempo de operação do SL				Emissão de efluentes CONAMA
	20 minutos	40 minutos	60 minutos	80 minutos	357/05
pH	7	7,6	7,5	7,4	5-9
SO ₄ ⁻² , mg.L ⁻¹	2549	2477	2425	2333	-
Mn, mg.L ⁻¹	0,73	0,67	0,58	0,51	1
Fe, mg.L ⁻¹	2,09	2,26	3,3	2,9	15
Al, mg.L ⁻¹	2,91	3,26	4,53	4,53	10
Condutividade, mS.cm ⁻¹	3,3	3,2	3,2	3,3	-
Cor, Hz	7	6	6	6	-
COT, mg.L ⁻¹	0,53	0,88	3,09	0,6	-
Tensão superficial, mN.m ⁻¹	76	75,9	76	76	-
Turbidez, NTU	5,94	2,68	22,1	12,8	Ausência de materiais flutuantes
Sólidos dissolvidos, mg.L ⁻¹	4207	4157	3980	4053	-

*LOD: abaixo do limite de detecção do equipamento (Limite mínimo de detecção do Absorção Atômica: Fe – 0,06 ppm; Al – 0,3 ppm; Mn – 0,02 ppm).

4.2.4 Efeito da taxa de aplicação superficial na eficiência do processo NFSL (DAM-SS-16 e DAM-COMIN)

Para avaliar a taxa de aplicação crítica do tanque de sedimentação lamelar usado nos estudos piloto de tratamento de drenagem ácida foram estudadas diferentes vazões de alimentação do tanque. O aumento da vazão de alimentação causou um aumento na velocidade das correntes de fluxo no interior dos tubos inclinados e conseqüente arraste dos flocos alimentados no tanque.

A Figura 52 e Figura 53 mostram as concentrações finais para os diferentes íons de metais na água tratada (DAM SS-16 e DAM-COMIN, respectivamente) para as três diferentes taxas de aplicação. Os resultados mostram que a remoção dos íons precipitados e, floculados pelo SL, é dificultada pelo aumento da taxa de aplicação superficial. Por exemplo, para valores $> 5,5 \text{ m.h}^{-1}$, observa-se um aumento significativo da concentração dos íons de manganês na água tratada, comparada com a taxa de $3,7 \text{ m.h}^{-1}$. Entretanto a qualidade da água ainda apresenta níveis exigidos pelas resoluções nacionais reguladoras de emissão de resíduos líquidos.

Para uma taxa de aplicação superficial de $7,4 \text{ m.h}^{-1}$, observou-se um arraste de flocos para a corrente de água tratada (*overflow*), uma elevada presença de materiais suspensos (e, portanto da turbidez) e conseqüente aumento das concentrações dos íons estudados, o que revela uma condição crítica de operação do SL em função da taxa de aplicação.

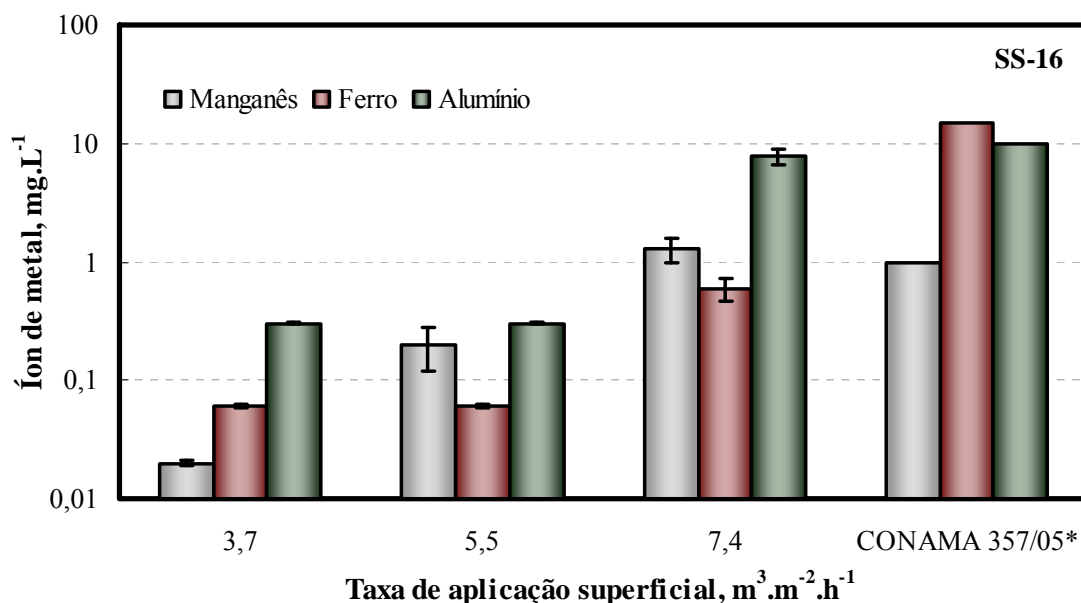


Figura 52. Processo NFSL, DAM-SS-16. Valores das concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons em função dos estudos de taxa de aplicação. pH de precipitação = 9. $[Mn]_i = 1,7$; $[Fe]_i = 2,4$; $[Al]_i = 26$ (mg.L⁻¹). [Flonex 9045] = 5 mg.L⁻¹. * Para alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06

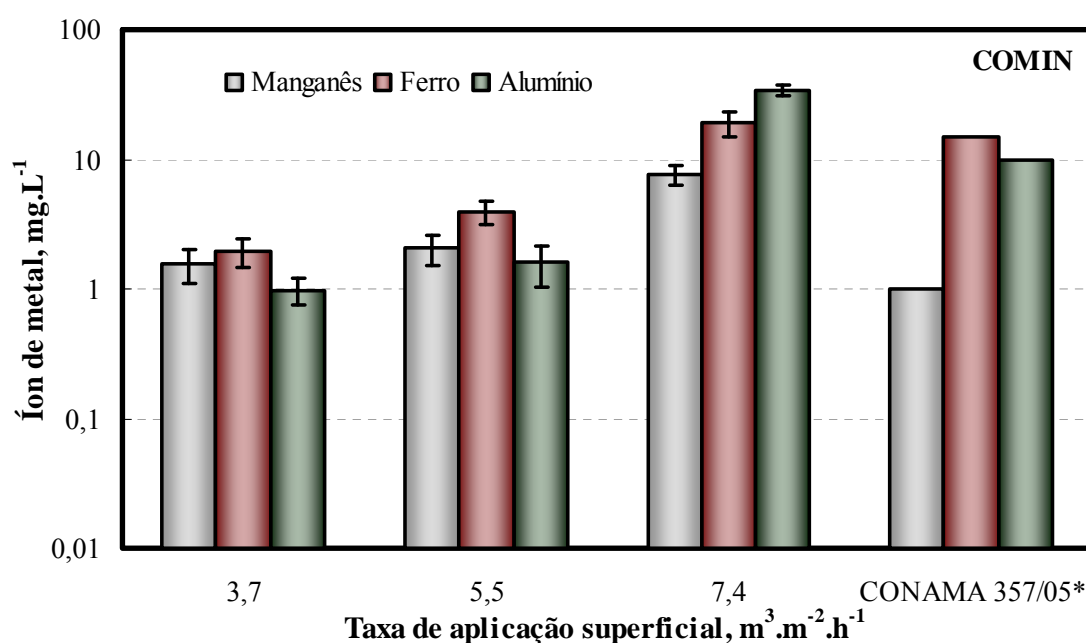


Figura 53. Processo NFSL, DAM-COMIN. Valores das concentrações finais (média entre os estudos duplicata) dos íons em função dos estudos de taxa de aplicação. pH de precipitação 9. $[Mn]_i = 10,2$; $[Fe]_i = 1240$; $[Al]_i = 1029$

(mg.L^{-1}). [Flonex 9045] = 5 mg.L^{-1} . * Para o íon alumínio foram adotadas as recomendações do CONSEMA 128/06

A razão entre as velocidades de sedimentação dos flocos medidas e as taxas de aplicação (velocidades superficiais de escoamento do SL) do processo NFSL mostrou-se um parâmetro fundamental, na determinação da eficiência máxima (crítica) de clarificação das DAM's.

Velocidade de sedimentação

As velocidades médias de sedimentação dos flocos com a adição de micro-areias comparadas com aquelas obtidas com os flocos das DAM's sem areia, são mostradas na Figura 54. A Figura 55 mostra uma fotografia com o detalhe de um floco com alguns micro-grãos de areia aprisionados.

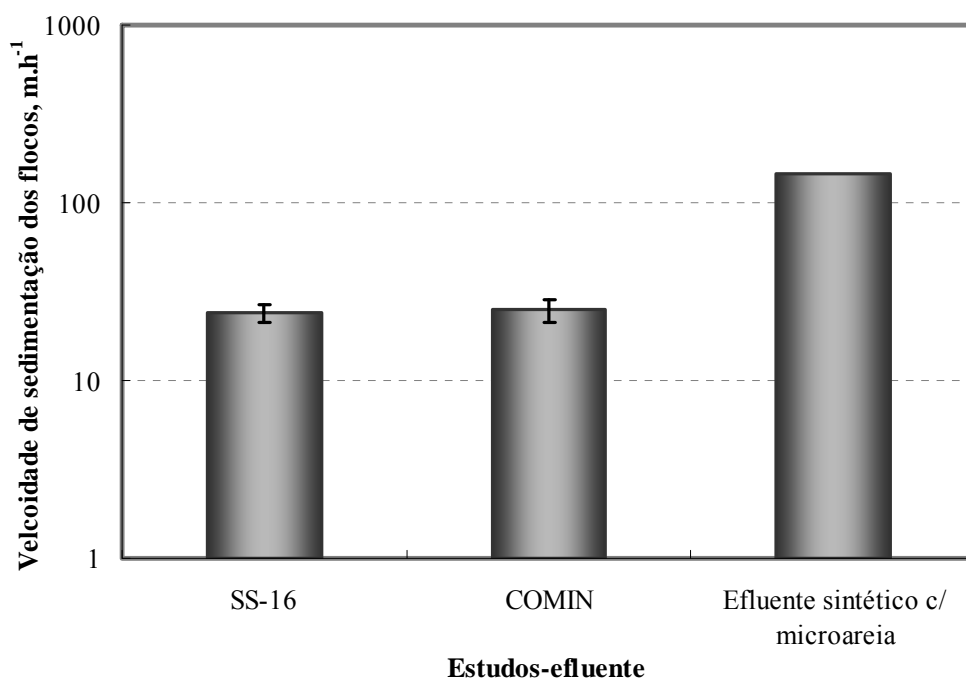


Figura 54. Velocidades de sedimentação (média entre os estudos duplicata) comparativas entre os flocos gerados nas DAM-SS-16 e DAM-COMIN com um efluente sintético, na presença de partículas de microareia. [Flonex 9045] = 5 mg.L^{-1} . [microareia] = 4 g.L^{-1} . pH = 9,0

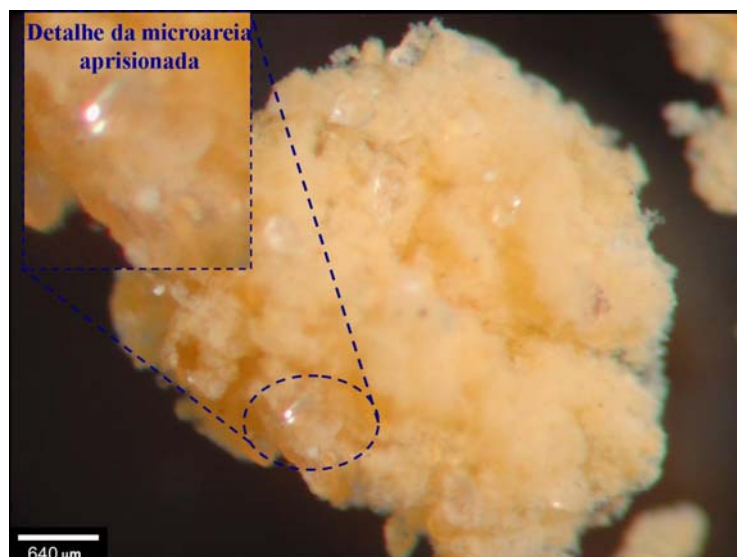


Figura 55. Imagem ampliada da superfície de flocos contendo partículas de microareia (agregada). Ampliação da imagem de 4,8 x

Assim, considerando as velocidades médias de sedimentação dos flocos (24 m.h^{-1} na DAM-SS-16; 25 m.h^{-1} na DAM-COMIN), foi possível relacionar o efeito da taxa de aplicação superficial do SL com o arraste de flocos para a corrente de água clarificada (*overflow*). A Figura 56 mostra que, nas condições estudadas (ângulo de inclinação 55° , comprimento dos tubos internos 1,2 m, etc.), a clarificação da DAM ocorre apenas quando a razão entre a velocidade de sedimentação dos flocos e a taxa de escoamento superficial do tanque é superior a aproximadamente 4,5. A maior turbidez está relacionada com o arraste físico (hidráulico) dos flocos. Com essa perspectiva e com base na velocidade de sedimentação de flocos contendo microareia, a adição de microgrãos durante a etapa de floculação oferece ao processo de clarificação um aumento na taxa de aplicação superficial do tanque de aproximadamente seis vezes, ou seja, o tanque de sedimentação lamelar seria capaz de separar eficientemente os flocos com microgrãos alimentados a uma taxa de aplicação aproximada de $32 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Estudos mais aprofundados devem ser realizados para avaliar o efeito de parâmetros hidrodinâmicos na quebra e arraste de flocos nessa condição.

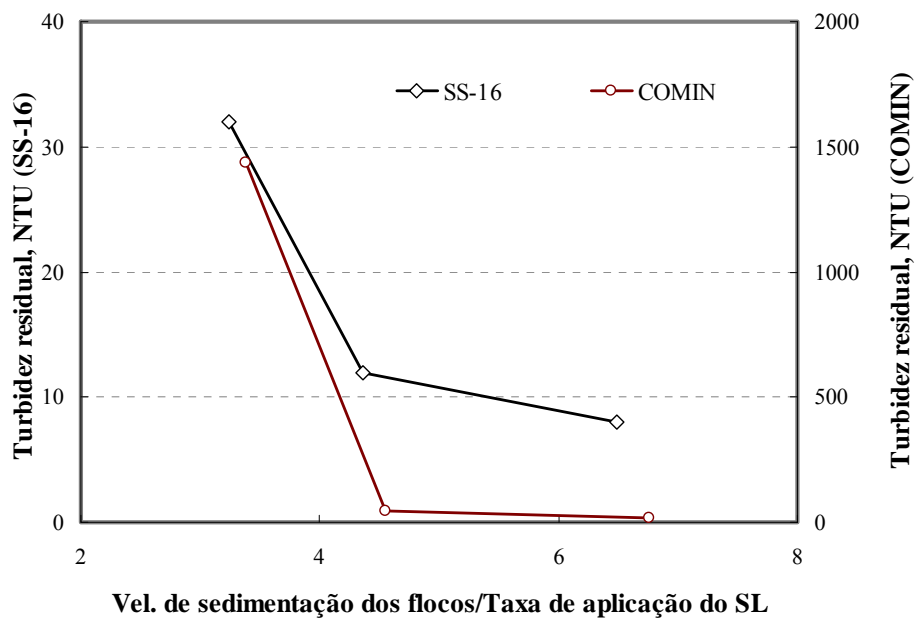


Figura 56. Efeito da relação (taxa) entre as velocidades médias de sedimentação medidas e as respectivas taxa de aplicação (velocidades de escoamento), na turbidez residual da corrente de saída do SL (overflow)

4.2.5 Pré-avaliação de custos operacionais do processo NFSL

Foram realizadas estimativas dos custos envolvidos no processo NFSL de ambas as estações de tratamento DAM-SS-16 e DAM-COMIN, para pH 7 e 9. Foi medido o consumo energético dos equipamentos em kWh pelo monitoramento do relógio de medição implantado em cada local. Esse monitoramento mostrou um consumo de 1,2 kWh.m⁻³ para ambos os processos NFSL. A tarifa de energia elétrica cobrada pela Central Elétrica de Santa Catarina (CELESC), para as atividades de saneamento, água e tratamento de esgoto é da ordem de 0,24 R\$.kWh⁻¹, o que resulta em um custo de aproximadamente 0,3 R\$.m⁻³ de efluente tratado na operação de cada planta piloto. A estimativa de custos com reagentes é mostrada nas Tabela 15 e Tabela 16.

Tabela 15. Processo NFSL- DAM SS-16. Estimativa de custos com reagentes para valores de pH 7 e 9

Reagente	Unidade	Custo unitário, R\$.t ⁻¹	Dosagem requerida, mg.L ⁻¹	Custo do tratamento, R\$m ⁻³
Cal Calcítica Hidratada (Qualical e Cerro Branco) - pH 7	T	350,00	200	0,09
Cal Calcítica Hidratada (Qualical e Cerro Branco) - pH 9	T	350,00	250	0,11
Flonex 9045 pH 7 e 9	T	15000,00	5	0,06
Total	pH 7			0,15
	pH 9			0,17

Tabela 16. Processo NFSL- DAM COMIN. Estimativa de custos com reagentes para valores de pH 7 e 9

Reagente	Unidade	Custo unitário, R\$.t⁻¹	Dosagem requerida, Kg.m⁻³	Custo do tratamento, R\$m⁻³
Cal Calcítica Hidratada (Qualical e Cerro Branco) - pH 7	T	350,00	8,6	2,8
Cal Calcítica Hidratada (Qualical e Cerro Branco) - pH 9	T	350,00	9,3	3,0
Flonex 9045 pH 7 e 9	T	15000,00	0,01	0,15
Total	pH 7			2,95
	pH 9			3,15

Os cálculos realizados nesta pré-avaliação econômica (dados estudo piloto) mostram que o custo do processo NFSL é reduzido (competitivo) quando comparado com outros efluentes residuais líquidos urbanos, industriais ou da mineração (principalmente de DAM de carvão mineral). Assim, os custos operacionais podem ser considerados viáveis, como mostra a Tabela 17.

A neutralização das DAM's até pH 9, condição para a remoção efetiva dos íons Mn, representa uma alternativa possível devido ao reduzido acréscimo nos custos com reagentes, quando comparada com os estudos em pH 7. Ainda, alternativas de diluição da DAM (vide estudos, escala de bancada, de neutralização de DAM) via redução da acidez do efluente podem ser efetivadas visando reduzir os custos operacionais diários no tratamento da DAM ("carregadas", de elevada acidez). Entretanto esta atividade implica na redução das taxas de aplicação e da vazão tratada, pelo reciclo da água tratada na diluição da DAM.

Tabela 17. Estimativa de custos operacionais do processo NFSL (DAM-SS-16 e DAM-COMIN)

Processo NFSL	pH	Reagentes, R\$.m⁻³	Energia, R\$.m⁻³	Total, R\$.m⁻³
DAM-SS-16	7	0,15	0,30	0,45
	9	0,17	0,30	0,47
DAM-COMIN	7	2,95	0,30	3,25
	9	3,15	0,30	3,45

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As perspectivas da aplicação do processo NFSL no tratamento de Drenagem Ácida de Minas são reais no tratamento de DAM's de carvão no estado de Santa Catarina e de grande potencial no Rio Grande do Sul. Esta consideração deve-se aos bons resultados encontrados na aplicação da SL e pelos estudos desenvolvidos nos últimos dois anos (Rubio et al. 2007; Rubio et al. 2008). Este trabalho resume todos os trabalhos já realizados com a SL no Brasil e apresenta informações conclusivas para afirmação do tratamento de DAM, via NFSL.

Devido aos bons resultados obtidos nos estudos do processo NFSL com a DAM-SS-16, a prefeitura da cidade de Criciúma e o sindicato das indústrias de carvão do estado de Santa Catarina planejam operar uma planta piloto no local com as mesmas características ($1,0-1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) da planta piloto estudada. O objetivo desse acordo é produzir água de boa qualidade para aplicações não-potáveis na comunidade local reduzindo, ainda, o impacto causado pelo efluente ácido na região. Em acréscimo, o consumo de água potável para usos não nobres seria reduzido, um modelo de gestão de recursos hídricos que deve ser incentivado.

Durante a realização dos estudos piloto DAM-COMIN ocorreu um processo de licenciamento ambiental nas instalações da companhia. Os resultados obtidos neste estudo representaram diretamente vantagens à Carbonífera COMIN e Cia Ltda, que obteve sua licença de operação junto aos órgãos públicos. Atualmente a empresa continua a operar uma estação com o processo NFSL, revelando um bom exemplo de transferência de tecnologia entre academia e empresa, especialmente quando se trata de preservação ambiental.

Hoje parece existir consenso que o processo de tratamento ativo de DAM's com maior potencial técnico-econômico é a SL, na etapa de separação sólido-líquido. No caso das áreas (bacias/passivos ambientais) contaminadas com DAM's, a alternativa da diluição das mesmas (com o reciclo da água tratada) significa uma redução significativa dos custos diários de operação do processo NFSL. Esta prática implica em um maior tempo necessário para seu tratamento, mas pode permitir uma adequação dos passivos ambientais e uma alternativa para evitar vazamentos nas bacias nas empresas carboníferas da região, aumentando a vida média das mesmas.

Os custos operacionais são condizentes com outros praticados no tratamento de efluentes e as empresas que pretendem iniciar atividades de exploração de carvão mineral deveriam incluir estes custos no projeto global.

A sedimentação lamelar apresentou vantagens significativas em relação à flotação por ar dissolvido de alta taxa (FADAT) no tratamento de DAM. Embora a qualidade das águas tratadas seja similar os estudos mostram que a SL apresenta menores custos com reagentes (agentes coletores), energia (compressor e sistema de geração de bolhas) e requer de controladores especializados no controle operacional. Ainda, a flotação, por causa da elevada força iônica do meio usualmente apresenta problemas de geração das microbolhas, precisando da adição de tensoativos no constritor de fluxo ou na saída da água saturada com ar.

Entre os problemas operacionais levantados, o percentual de sólidos na corrente de descarga do SL tem sido um grave problema enfrentado pelo processo na indústria (Cooperminas/SC), revelando a necessidade de onerosos sistemas de adensamento de lodo ou ocupação de grandes áreas com bacias de secagem. Avanços no desenho da zona de descarga (underflow) dos tanques de SL são propostos como etapa futura a esse trabalho e a adição de micro-grãos (microareia) visando o adensamento dos flocos pode contribuir à otimização do processo NFSL.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitem estabelecer as seguintes conclusões:

- O sistema proposto (NFSL), estudado em nível piloto ($1-1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) durante 10 meses, consistiu na neutralização da DAM (pH 7 ou 9) em tanques convencionais seguida pela floculação dos precipitados coloidais e a separação desse flocos por sedimentação lamelar. A floculação foi eficiente com uma poliacrilamida catiônica de alto peso molecular (Flonex 9045, $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e foi realizada em um sistema combinado de FS ($G > 1.800$) e RGF ($G \sim 1.000$) nas etapas de dispersão do polímero e aumento do tamanho dos flocos, respectivamente. A separação sólido (flocos)-líquido foi realizada em um tanque de sedimentação lamelar (SL), operando com ângulo de inclinação de 55° e taxas de aplicação da ordem de $5,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.
- Os resultados obtidos, e os existentes na região, permitem concluir que a sedimentação lamelar apresenta-se como uma alternativa de separação sólido/líquido técnica e economicamente viável na aplicação no tratamento ativo de drenagens ácidas de minas de carvão da região sul do Brasil.
- A DAM do ponto SS-16 apresentou um consumo aproximado de cal comercial (na etapa de neutralização a pH 9) de $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e a DAM-COMIN consumiu $9.300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ do mesmo reagente, nas mesmas condições. Estudos mostraram que há uma relação linear (coeficiente de correlação = 0,99) entre o consumo de cal e a acidez do efluente e que a diluição da DAM-COMIN, com a mesma água tratada, pode oferecer uma redução dos gastos de operação diária de uma planta de tratamento em cerca de 3,5 vezes.
- A remoção de íons sulfato das DAM's estudadas é limitada pela precipitação dos sais de Cálcio. O equilíbrio químico alcançado entre as espécies iônicas (Ca^{+2} e SO_4^{-2}) e o precipitado formado (CaSO_4), não é estequiométrica (solubilidade de $1800-2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de íons sulfato).
- A remoção dos flocos de precipitados coloidais ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) por sedimentação do SL não foi eficiente para o ângulo de inclinação das lamelas em 40° devido ao arraste dos flocos para a corrente de água

tratada (*overflow*). Os estudos com inclinação das lamelas em 50 e 60° apresentaram satisfatórios resultados na remoção dos flocos do efluente sintético devido à melhor e mais rápida formação dos flocos na superfície das lamelas.

- Os estudos de avaliação do efeito de tempo de sedimentação dos flocos no arraste dos mesmos para a corrente de saída de água tratada do tanque, mostraram que não há arraste dos flocos durante os 80 minutos (4 vezes o tempo de residência do tanque) avaliados quando é mantida uma taxa de descarga dos sólidos decantados em 10% da vazão de alimentação do tanque.
- A razão entre a velocidade de sedimentação dos flocos (25 m.h^{-1}) e a taxa de aplicação superficial do tanque de sedimentação lamelar é um parâmetro determinante no arraste dos flocos para a corrente de água clarificada. A razão de 4,5 foi crítica para a eficiente clarificação. Valores abaixo disso, ou seja, taxas de aplicação superiores a $5,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ apresentaram baixa eficiência na remoção dos flocos (< 25% de íons de manganês).
- Os custos operacionais, aproximados, do tratamento das DAM foram de R\$ 0,50 e 3,45, para a DAM-SS-16 e a DAM-COMIN, respectivamente, valores da mesma ordem de uma instalação industrial na região de Criciúma.
- A qualidade das águas tratadas pelo processo NFSL apresenta-se adequada aos limites de emissão determinados pelas resoluções nacionais (CONAMA 357/05) e estaduais (CONSEMA 128/06). A água tratada pode ainda ser utilizada em atividades urbanas e industriais de uso não nobre (lavagem de pátios e ruas, irrigação de canteiros, combate a poeiras, entre outros) como ser reciclada nas próprias usinas de beneficiamento de carvão ou de rejeitos de carvão.

7. SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

1. Estudos de reciclo do lodo decantado no tanque de sedimentação lamelar (SL) para os tanques de condicionamento/neutralização da DAM. Avaliando o teor de sólidos decantados no SL para cada novo reciclo do lodo (adensamento do lodo);
2. Estudos de floculação avançada com micro-grãos densos para aumento da velocidade de sedimentação e subseqüentemente da taxa de aplicação superficial do processo de sedimentação lamelar;
3. Avaliar, de maneira mais detalhada, o efeito da inclinação das lamelas na eficiência de separação sólido-líquido em tanques de sedimentação, levando em consideração parâmetros de projeto como comprimento da lamela, fluxo hidrodinâmico no interior dos tubos e espaço de separação entre as lamelas.
4. Estudo de minimização de custos operacionais via diluição industrial da DAM, com a mesma água tratada.
5. Otimização do sistema de escoamento do lodo decantado nos tanques SL. Avanço no design dos tanques de sedimentação lamelar para obtenção de um lodo com alto teor de sólidos, buscando níveis alcançados pelos sistemas FAD.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aquaflot. Estudo piloto e projeto básico para o tratamento do efluente do beneficiamento de carvão da mina Santa Cruz por espessador de lamelas. Relatório Técnico, Aquaflot Industrial Ltda. 2005.

APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed., APHA, Washington. 1998.

Aydilek, A. H., Bulusu, S., Rustagi, N. CCB – based encapsulation of pyrite for remediation of acid mine drainage. Journal of Hazardous Materials. v. 143, n. 3, p. 609-619, 2007.

Bates, E.; Mayer, K.; Thun, R.; Booth, R. Active and Semi-Passive Lime Treatment of Acid Mine Drainage at Leviathan Mine. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio-USA. p. 1-8. 2006.

Bone, B. Remediation schemes to mitigate the impacts of abandoned mines. Environmental Agency for England and Wales. Cornwall, England. 2003.

Borges, A.M. - Utilização do resíduo do processamento do camarão na adsorção de ânions. Dissertação de Mestrado, PPGEM, UFRGS, Porto Alegre (RS), 2002.

Bratby, J. Coagulation and flocculation. Uplands Press Ltd, England, 354 p., 1980.

Burgess, J.E. E Stuetz, R.M. Activated sludge for the treatment of sulphur-rich wastewaters. Minerals Engineering, 15, pp. 839-846, 2002.

Cadorin, L. M., Tabosa, E., Paiva, M. P., Rubio, J., 2006. Tratamiento de riles mineros ácidos por precipitación química y flotación por aire disuelto. Anais IX Congreso Iberoamericano de Metalurgia y Materiales, 8 a 13 de outubro de 2006, La Habana – Cuba, 12 p., 2006.

Cadorin, L. M. "Desenvolvimento de Técnicas par o tratamento de efluentes ácidos de minas por precipitação química e flotação por ar dissolvido". Dissertação de mestrado, PPGEM, UFRGS, Porto Alegre, 2007.

Carissimi, E. " Reator Gerador de Flocos - RGF: Concepção e desenvolvimento básico". Dissertação de mestrado, PPGEM, UFRGS, Porto Alegre, 2003.

Carissimi, E. "Desenvolvimento do Reator Gerador de Flocos (RGF): Aspectos Teóricos e Aplicações no Tratamento e Reúso de Águas e Efluentes". Tese de doutorado. PPGEM, UFRGS, Porto Alegre, 2007.

Chang, I.S., Shin, P.K., Kim, B.K. - Biological treatment of acid mine drainage under sulphate-reducing conditions with solid waste materials as substrate. *Water Research*, Vol. 34, n. 4, pp.1269-1277, 1999.

Conama 357. Classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente, 23 p., em vigor desde 17 de março de 2005, 2005.

Concha, F. A. Separacion sólido-fluido em procesamiento de minerales. Departamento de Engenharia de Minas, UFRGS, Porto Alegre, Brasil, 1986.

Culp, G. L., Hansen, S. D., Richardson, G. High-Rate Sedimentation in Water Treatment Works. *JAWWA*, v. 60, n. 6, p. 681-689, 1968.

Culp, G. L., Hsiung, K., Conley, W. R. Tube Clarification Process, Operating Experiences. *JEED-ASCE*, v. 95, n. SA5, p. 829-847, 1969.

Davis, R. H., Gecol, H. Classification of Concentrated Suspensions Using Inclined Settlers. *In: International Journal of Multiphase Flow*. v. 22, n. 3, p. 563-574, 1996.

Demir, A. Determination of settling efficiency and optimum plate angle for plated settling tanks. *In: Water Research*. v. 29, n. 2, p. 611-616, fev. 1995.

Di Bernardo, L., Schulz, H. E., Roma, W. N. L., Soares, C. A. Sedimentação de Partículas Discretas no Trecho de Transição em Dutos de Seção Quadrada e Retangular Usados na Decantação de Alta Taxa. *In: Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 2, n. 1, p. 190-197. 1997.

Di Bernardo, L., Schulz, H. E., Roma, W. N. L., Carrasco, N. E. A. Investigação Experimental Sobre a Sedimentação de Partículas em Dutos Quadrados e Retangulares Usados na Decantação de Alta Taxa. *In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Porto Alegre, 2000.

Di Bernardo, L., Dantas, A. D. B. Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. Rima, 2^a ed. 783 p. 2005.

DNPM, Departamento Nacional de Produção Mineral. Sumário Mineral 2008 - Carvão Mineral, <http://www.dnpm.gov.br/assets/galeriaDocumento/SumarioMineral2008/carvaomineral.pdf>, acesso em 20/11/2008.

Doye, I. E.; Duchesne, J. Neutralisation of acid mine drainage with alkaline industrial residues: laboratory investigation using batch-leaching tests. Applied Geochemistry. Vol. 18, pp. 1197-1213, 2003.

Esper, J. A. M. M., Scherer, D. F., Bissacot, L. C. G. O desafio do tratamento conjunto de sulfatos e metais produtos de Drenagem Ácida de Mina. Em: Anais do XXII Encontro Nacional de Tecnologia Mineral e Metalurgia Extrativa, ENTMME – Ouro Preto/MG, nov. 2007.

Feng, D.; Aldrich, C.; Tan, H. Treatment of acid mine water by use of heavy metal precipitation and ion exchange. Minerals Engineering, vol. 13, p. 623-642, 2000.

Feris, L. A., Rubio, J. Dissolved air flotation (DAF) performance at low saturation pressures. Filtration and separation, v. 36, n. 9, p. 61-65.

Fernandes, H. M., Veiga, L. H. S., Franklin, M. R., Prado, V. C. S., Taddei, J. F. Environmental impact assessment of uranium mining and milling facilities: A study case at the Poços de Caldas uranium mining and milling site, Brasil. Journal of geochemical exploration. v. 52, p. 161-173. 1995.

Filho, O. B., Giordano, G., Santos, R. C. O. Proposta de um método de cálculo do tempo de sedimentação no tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas. Em: Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 10, n. 3, p. 185-193. 2005.

Firpo, B., Schneider, I. A. H. Remoção de manganês e sulfato em drenagem ácida de mina da mineração de carvão em banhados construídos. Em: Anais do XXII Encontro Nacional de Tecnologia Mineral e Metalurgia Extrativa, ENTMME – Ouro Preto/MG, nov. 2007.

Fitch, E. B. Gravity Separation Equipment: Clarification and Thickening. Em: Solid/Liquid Separation Equipment Scale-up, Purchas, D. B. (editor). p. 81-126, 1977.

Fungaro, D. A. Tratamento de drenagem ácida de mina usando zeólitas sintetizadas a partir de cinzas de carvão. Revista Meio Filtrante, São Paulo, p. 5-9, Jan. 2006.

Galatto, S. L., Back, A. J., Lopes, R. P., Bif, D. Z., Santo, E. L. Emprego de coberturas secas no controle da drenagem ácida de mina – estudos em campo. Em: Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 2, p. 229-236, 2007.

Gazea, B., Adam, K., Kontopoulos, A. A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage. Em: Minerals Engineering. v. 9, n. 1, p. 23-42, 1996.

Ghigliazza, R., Lodi, A., Rovatti, M. Kinetic and process considerations on biological reduction of soluble sulfates. *Resources Conservation & Recycling*, Vol. 29, pp.181-194, 2000.

GTA - Grupo Técnico de Assessoramento (DNPM, CPRM, SIECESC, FATMA, MPF). Primeiro Relatório de Monitoramento dos Indicadores Ambientais. Versão 03. Revisão 02. Criciúma, SC. 2007.

Heal, K.V., Salt, C.A. - Treatment of acid metal-rich drainage from reclaimed ironstone mine spoil. *Water Science Technology*, Vol. 39, n. 12, pp.141-148, 1999.

Hespanhol, I. Curso sobre reuso e redução do consumo de água. ABES-RS – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.

Johnson, D. B., Hallberg, K. B. The microbiology of acidic mine waters. Em: *Research in Microbiology*. v. 154, n. 7, p. 466-473, 2003.

Kameda, T., Yabuuchi, F., Yoshioka, T., Uchida, M., Okuwaki, A. New method of treating dilute mineral acids using magnesium-aluminum oxide. *Water Research*, Vol. 37, pp. 1545-1550, 2003.

Kolics, A., Polkinghorne, J.C., Wieckowski, A. Adsorption of sulfate and chloride ions on aluminum. *Electrochimica Acta*, Vol. 43, No. 18, pp.2605-2618, 1998.

Kontopoulos, A. Acid Mine Drainage Control. In: Effluent treatment in the mining industry. Castro, S. H., Vergara, F., Sánchez, M. A. (editores), University of Concepción, p. 57-118, 1998.

Krishnakumar, S., Yu, X., Somasundaran, P. Role of conformation and orientation of surfactants and polymers in controlling flocculation and dispersion of aqueous and non-aqueous suspensions. In: Colloids and Surfaces. v. 133, p. 125-133, 1998.

Laubscher, C.; Petersen, F.W.; Smit, J.P. Treatment of acid mine drainage through chemical precipitation. In: XXII International Mineral Processing Congress, Cape Town, África do Sul, Proceedings, p. 1814-1820. 2003.

Lavín, A. G., Heras, J. L. B. Los Sedimentadores Lamelares en el Tratamiento de Aguas Residuales. <http://www.itp-depuracion.com/documentacion/magazine.php> disponível em 11 de ago 2007.

Leung, W., Probst, R. F. Lamella and Tube settlers. Em: *Ind. Eng. Chem. Process Des. Dev.* v.22, p. 58-67, Julho, 1983.

Lins, F. F.; Adamian, R. Minerais coloidais, teoria DLVO estendida e forças estruturais. Rio de Janeiro, CETEM/MCT, 29 p., 2000.

Lyklema, J. The colloidal background of flocculation and dewatering. Em: Flocculation and Dewatering, Moudgil, B., Scheiner, J. (editores). Eng. Foundation, New York, p. 1-20, 1989.

Machado, M. B., Santiago, V. M. J., Florido, P. L., Coimbra, J. H., Iwane, T., Jardim, A. G., Valeiras, M. A. Avaliação de processo de clarificação de alta taxa aplicado ao tratamento e reuso de água em refinaria. III Workshop Gestão e Reuso de Água na Indústria. Jurerê Beach Village Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. 2007.

Machado, L. A., Schneider, I. A. H. Ensaio estático e cinético para a prevenção da geração de drenagem ácida de minas da mineração de carvão com escória de aciaria. Revista Escola de Minas, Ouro Preto, v. 61(3). p. 329-335. 2008.

Matlock, M.M., Howerton, B.S., Atwood, D.A. Chemical precipitation of heavy metals from acid mine drainage. Water Research, Vol.36, pp. 4757 – 4764, 2002.

Menezes, C. T. B., Santos, E. L., Leal Filho, L. S. Desenvolvimento de método alternativo para o tratamento de drenagens ácidas de mina (DAM). XIX Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa. v. 2. p. 226-232. 2002.

Menezes, C. T. B.; Santo, E. L.; Rubio, J.; Rosa, J. J.; Leal Fº, L. S.; Galato, S. L.; Izidoro, G. Tratamento de drenagem ácida de mina: Experiência da Carbonífera Metropolitana. XX Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa, Florianópolis, SC, 15-18 de junho 2004, v. 1, Sessão 04-Drenagem Ácida de Minas, p. 599-608, 2004.

Mizuno, O., Takai, H., Noike, T., - Biological sulfate removal in an acidogenic bioreactor with na ultrafiltration membrane system. Water Science Technology, Vol.38, n. 4-5, pp.513-520, 1998.

Mohan, D., Chander, S. Removal and recovery of metal íons from acid mine drainage ising lignite – A low cost sorbent. Journal of Hazardous Materials. v. 137B, n. 3, p. 1545-1553, 2006.

MS. Ministério da Saúde. Portaria nº 518. Norma de qualidade da água para consumo humano. Brasil. 2005.

Netto, J. M. A. Técnica de abastecimento e tratamento de água. CETESB, vol. 2. 3ª edição, 320 p., 1987.

Novarsa. <http://www.novarsa.com/por/productos.php?id=2> disponível em 07 de janeiro de 2009.

Ortiz, L.; Teixeira, E. C. Meio Ambiente e Carvão: Impactos da exploração e utilização, FEPAM: Porto Alegre, 2002.

Osborne, D. G. Gravity Thickening. Em: Solid-Liquid Separation. Londres. Butterworths. Svarovsky, L. (editor) p. 87-88, 1977.

Parkson Corporation. <http://www.parkson.com/parksonAssets/Brochures/Lamella.pdf>. disponível em 23 de novembro de 2007.

Pérez-López, R., Nieto, J. M., Almodóvar, G. R. Utilization of fly ash to improve the quality of the acid mine drainage generated by oxidation of a sulphide-rich mining waste: Column experiments. In: *Chemosphere*. v. 67, n. 8, p. 1637-1646, 2007.

Professional Chemical Technology International. Company Profile, Technical applications bulletins [on-line] (USA): http://www.prochemtech.com/Literature/PDF/PDF_Company_Profile.pdf (24/04/08) 2008.

Rodrigues, R.T., Rubio, J. DAF - Dissolved Air Flotation: Potential Applications in the mining and mineral processing industry. *International Journal of Mineral Processing*, v. 82, p. 1-13. 2007.

Rosa, J. J.; Rubio, J. The FF (flocculation-flotation) process. *Minerals Engineering*, 18 (7), p. 701-707, 2005.

Rubio, J. Aspectos ambientais no setor minero-metalúrgico. Em: *Tratamento de Minérios*; A.B. da Luz, M.V. Possa e S. L. de Almeida (Eds), CETEM-CNPq-MCT, capítulo 13, p.537-570, 1998a.

Rubio, J. Environmental applications of the flotation process. Em: *Effluent Treatment in the Mining Industry*. 389 p. (S.H.Castro, F. Vergara and M. Sanchez, Eds), University of Concepción-Chile, Capítulo 9, p.335-364. 1998b

Rubio, J., Tessele, F. Processos para o tratamento de efluentes na mineração. Em: Capítulo 16 do livro “Tratamento de Minérios 3ª Edição”; A.B. da Luz, J. A. Sampaio, M.B de M. Monte e S. L. de Almeida (Editores), CETEM-CNPq-MCT, p.639-700, 2002.

Rubio, J.; Nunes, D. G.; Soares, A. C.; Rosa, J. J. Remoção de íons sulfato de águas de drenagem ácida de carvão por precipitação química. XX Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa, Florianópolis, SC, 15-18 de junho 2004, v. 1, Sessão 04-Drenagem Ácida de Minas, p. 591-598, 2004;

Rubio, J. Silva, R. e Silveira, A. Técnicas para tratamento e alternativas de reuso de águas ácidas de minas de carvão. III Workshop Gestão e Reuso de Água na Indústria. Jurerê Beach Village Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. 2007.

Rubio, J. Silva, R. e Silveira, A. Técnicas para tratamento e alternativas de reúso de águas ácidas de minas de carvão. VI Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental - ABES-RS e PUCRS/FENG. Porto Alegre, 2008.

Santos, L. R. G., Barbosa, A. F., Souza, A. D., Leão, V. A. Oxidação de sulfetos de níquel com microorganismos mesófilos. Revista Escola de Minas. v. 61(1). p. 39-46. 2008.

Shaw, D. J. Introdução à química dos colóides e de superfícies. Tradução: Maar, J. H. São Paulo, Edgar Blücher, editora da Universidade de São Paulo, 1975.

Sheoran, A. S., Sheoran, V. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. Em: Minerals Engineering. v. 19, n. 2, p. 105-116, 2006.

Soriente, A. J., Gurnari, L. Lamella Gravity Separator. *United States Patent*. Número de patente 4.889.624, dez. 1989.

Takayanagi, E., Takashi, A., Taruya, T., Fukui, S. Introduction of Plate Settler for Combined Sewer Overflow Treatment. *In: Water Science and Technology*. v. 36, n. 8, p. 207-212, 1997.

Teixeira, M. R.; Rosa, M. J. Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*. *Separation and Purification Technology*, n. 53, p. 126-134, 2007.

Tessele, F., Rosa, J. J., Rubio, J. Os avanços da flotação no tratamento de águas, esgotos e efluentes. Parte I: Fundamentos e mecanismos. *Revista Saneamento Ambiental*, Ano XIV, n. 102, p. 30-36, 2004.

Tessele, F., Rosa, J. J., Souza, M. L., Rubio, J. Os avanços da flotação no tratamento de águas, esgotos e efluentes. Parte II: Aplicações. *Revista Saneamento Ambiental*, Ano XV, n. 115, p. 38-45, 2005.

Tyrrell, W.R., Mulligan, D.R., Sly, L.I., Bell, L.C. - Trialing wetlands to treat coal mining wastewaters in low rainfall, high evaporation environment. *Water Science Technology*, Vol.35, No.5, pp. 293 - 299, 1997.

Visser, T.J.K., Modise, S.J., Krieg, H.M., Keizer, K. The removal of acid sulphate pollution by nanofiltration. *Desalination*, 140, pp. 79-86, 2001.

Yao, K. M. Theoretical Study of High-Rate Sedimentation. *JWPCF*, v. 42, n. 2, p. 218-228, fev. 1970.

Yao, K. M. Design of High-Rate Settlers. *JEED-ASCE Proc.*, v. 99, n. EE5, p. 621-637, 1973.

Zaneti R.; Rubio J; Alvares C. Tratamento de águas de lavagem de ônibus via floculação-flotação avançada para reuso. III Workshop Gestão e Reuso de Água na Indústria - Jurerê Beach Village Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. 2007.

Ziolo, J. Influence of the system geometry on the sedimentation effectiveness of lamella settlers. *Chemical Engineering Science*. V. 51 [1], p. 149-154, nov. 1996.

ANEXO 1 - PUBLICAÇÕES ASSOCIADAS A DISSERTAÇÃO

ARTIGO SUBMETIDO PARA PUBLICAÇÃO NO PERIÓDICO “INTERNATIONAL JOURNAL OF MINERAL PROCESSING”: **TREATMENT OF ACID MINE DRAINAGE (AMD) IN SOUTH BRAZIL. COMPARATIVE ACTIVE PROCESSES AND WATER REUSE. (EM AVALIAÇÃO)**

TRABALHO PUBLICADO NO VI SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL-ABES: **TÉCNICAS PARA TRATAMENTO E ALTERNATIVAS DE REÚSO DE ÁGUAS ÁCIDAS DE MINAS DE CARVÃO.**

TRABALHO PUBLICADO NO III WORKSHOP GESTÃO E REUSO DE ÁGUA NA INDÚSTRIA: **TÉCNICAS PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO DE ÁGUAS ÁCIDAS RESIDUAIS DA MINERAÇÃO DE CARVÃO.**