

**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**

**ESTUDOS DE FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO COM BOMBA MULTIFÁSICA
(FAD-B) E SEDIMENTAÇÃO LAMELAR (SL) NO TRATAMENTO DE ÁGUA
BRUTA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO (CANOAS-RS)**

Dissertação para obtenção do título de Mestre em Engenharia

André Camargo de Azevedo

Fevereiro de 2013

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

**ESTUDOS DE FLOTAÇÃO DE AR DISSOLVIDO COM BOMBA MULTIFÁSICA
(FAD-B) E SEDIMENTAÇÃO LAMELAR (SL) NO TRATAMENTO DE ÁGUA
BRUTA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO (CANOAS-RS)**

por

André Camargo de Azevedo

Engenheiro Químico

Orientador: Prof. Dr. Jorge Rubio

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/Ambiental

Esta Dissertação foi julgada adequada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia, área de concentração em Tecnologia Mineral, Ambiental e Metalurgia Extrativa 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. Renato Dantas Rocha da Silva

Prof. Dra. Cristina Alfama Costa

Prof. Dr. Rafael Newton Zaneti

Prof. Dr. Telmo Roberto Strohaecker
Coordenador do PPGE3M/UFRGS

*À minha família,
pelo apoio incondicional durante toda minha vida
e por ser a causa de tudo o que sou hoje.*

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Jorge Rubio, pela orientação, amizade, paciência, apoio técnico e pelo crescimento e amadurecimento profissional e pessoal que me proporcionou;

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela completa infra-estrutura e qualidade dos recursos imprescindíveis para realização deste trabalho, ao PPGEM e ao DEMIN;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro;

Ao Professor Ivo André Homrich Schneider e à Pesquisadora Solange Guidali Amaral pela valioso apoio técnico na realização dos estudos;

À Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan), pela parceria, apoio técnico, disponibilidade e infraestrutura oferecida aos estudos aplicados desta pesquisa;

Ao Técnico em Mecânica e amigo Alex Rodrigues pela valiosa ajuda na montagem e operação da planta piloto;

Aos colegas pesquisadores do Laboratório de Tecnologia Mineral Ambiental (LTM), pelo excelente ambiente de trabalho proporcionado, em especial ao Renato Dantas, Rafael Zaneti e Ramiro Etchepare pela grande parceria profissional e amizade, e aos alunos de iniciação científica que participaram diretamente dos trabalhos realizados, Jaqueline Mohr, Selene Javimczik, Maurício Scussiato, Wagner Schmitzhaus, Marcelo Bauerman, Arthur Debiasi e Mateus Lottermann;

Aos demais colegas e amigos que conviveram profissionalmente e pessoalmente comigo ao longo deste tempo: Meise Paiva, Alberto Pompeo, Alexandre Englert, Cristiane Oliveira, Rafael Rodrigues, Juarez Amaral, Cassiano Rossi, Angéli Colling, Selma Calgaroto e Rodrigo Matuella;

Os agradecimentos especiais são aos meus pais (Victor e Maria Inêz) e familiares pela compreensão, estímulo aos estudos e amor dedicados durante toda a minha vida.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Visão sistêmica para seleção sustentável das ETAs (Adaptado de Sabogal Paz e Di Bernardo, 2006)..... | 33 |
| Figura 2. Principais tecnologias de tratamento de água para consumo humano (Adaptado de Di Bernardo e Sabogal Paz, 2008)..... | 34 |
| Figura 3. Esquema ilustrativo de diferenças de colóides e partículas suspensas (Fonte: Claas e Maia, 2003)..... | 37 |
| Figura 4. Representação esquemática do modelo da dupla camada elétrica e dos planos de adsorção. (Fonte: http://www.zeta-meter.com/redchile.pdf)..... | 39 |
| Figura 5. Distribuição (fração molar) dos produtos de hidrólise de sais de alumínio em função do pH do meio (Fonte: Duan e Gregory, 2003)..... | 40 |
| Figura 6. Descrição esquemática dos mecanismos de adsorção e floculação por pontes: conformação do polímero em trens, caudas e laços depois da adsorção na interface partícula/solução. (a) difusão das macromoléculas; (b) adsorção e conformação das cadeias; (c) formação dos flocos primários; (d) crescimento dos flocos (Kitchener, 1972). | 44 |
| Figura 7. Esquema do mecanismo de interação eletrostática “ <i>patch</i> ” (Fonte: Oliveira, 2010)..... | 45 |
| Figura 8. Esquema das etapas do mecanismo de sensitização (coagulação-floculação) (Fonte: Oliveira, 2011). | 46 |
| Figura 9. Diagrama esquemático da célula de FAD. | 51 |
| Figura 10. Evolução do “design” dos equipamentos de flotação por ar dissolvido. (a) Primeira geração: Sistema Sveen-Pedersen (1920). (b) Segunda geração FAD. (c) Terceira geração: FAD em condições turbulentas. Legenda: RS = Corrente de reciclo saturada em ar (injeção de microbolhas); AF = Alimentação de água com partículas floculadas; AC = Água clarificada. (Fonte: Adaptado de Kiuru, 2001). | 52 |
| Figura 11. Alguns avanços nas técnicas e tecnologias na área de flotação por ar dissolvido (FAD) (Adaptado de Edzwald, 2010). | 54 |
| Figura 12. Vista aérea ETA Iraí, Curitiba-PR..... | 55 |
| Figura 13. Unidade de flotação da ETA Mairiporã da Sabesp (Fonte: Centroprojekt do Brasil)..... | 56 |
| Figura 14. Unidade de flotação mostrando a camada de lodo flotado, ETA Mairiporã da Sabesp (Fonte: Centroprojekt do Brasil). | 56 |
| Figura 15. Vaso saturador utilizado na ETA Porto Novo da Sabesp, que abastece os municípios de Caraguatatuba e São Sebastião, no Estado de São Paulo (Fonte: Centroprojekt do Brasil)..... | 58 |
| Figura 16. Nucleação e crescimento de uma microbolha na superfície de uma partícula de quartzo tratada com dodecilamina (Fonte: Rodrigues e Rubio, 2007). | 59 |

| | |
|--|----|
| Figura 17. Desenho esquemático de uma bomba multifásica geradora de microbolhas (Fonte: http://www.etsenvironmental.com/products-and-services). | 60 |
| Figura 18. Vista interna do rotor de uma bomba geradora de microbolhas. (Fonte: http://www.daf-pump.com). | 61 |
| Figura 19. Esquema da captura (colisão + adesão) de partículas por bolhas de ar. (Fonte: Oliveira, 2011). | 63 |
| Figura 20. Mecanismos de colisão, adesão, nucleação e captura de partículas e agregados por microbolhas de ar na flotação por ar dissolvido (FAD) (Fonte: Oliveira, 2011). | 64 |
| Figura 21. Velocidades de sedimentação discreta de partículas em fluxo laminar (Fonte: Silva, 2009). | 67 |
| Figura 22. Sedimentador lamelar em escala de bancada com detalhamento esquemático mostrando os fluxos de líquido e lodo entre as lamelas. | 68 |
| Figura 23. Aparato desenvolvido por Culp et al. (1968) para avaliar a eficiência de remoção de sólidos em tubos inclinados. Diâmetro = 2,54 cm e Comprimento = 120 cm. (Fonte: Silva, 2009). | 69 |
| Figura 24. Remoção de turbidez em diferentes ângulos de inclinações de lamelas obtidos por Culp et al. (1968). | 69 |
| Figura 25. Esquema da metodologia de estudos em nível de bancada e piloto. | 71 |
| Figura 26. Imagens de satélite mostrando a localização da ETA Rio Branco da Corsan. ... | 73 |
| Figura 27. Diagrama esquemático do processo de tratamento da água bruta na ETA Rio Branco da Corsan (Canoas-RS). | 74 |
| Figura 28. Sistema de sedimentação lamelar (SL) utilizado na ETA Rio Branco da Corsan (Canoas-RS). | 74 |
| Figura 29. Sistema experimental de agregação-flotação de bancada usando um equipamento flotateste (Nova Ética [®]) acoplado a um vaso saturador de ar na água: 1) Vaso saturador; 2) Válvula gaveta (entrada de ar comprimido); 3) Válvula esfera (saída de água saturada); 4) Válvula de alívio de pressão com filtro de ar; 5) Manômetro; 6) Mangueira de diâmetro 4 mm; 7) Válvula agulha; 8) Célula flotateste; 9-9') ; Amostradores de água clarificada. | 77 |
| Figura 30. Gráfico contendo valores do gradiente de velocidade (G) de mistura na célula do equipamento flotateste em função da rotação das hélices de mistura (Fonte: Manual do equipamento Nova Ética [®] 218/03 LDBF). | 78 |
| Figura 31. Fotografias da flotação FAD em nível de bancada. (a) Tempo de flotação = 20 s; (b) Tempo de flotação = 40 s; (c) Tempo de flotação = 60 s; (d) Camada de lodo flotado. | 80 |
| Figura 32. Sistema de agregação-flotação utilizado nos estudos do efeito da pressão de saturação e taxa de reciclo na redução de turbidez da água bruta via Flotação FAD. | 82 |
| Figura 33. Sistemas de tratamento de água em nível piloto e descrição de suas unidades básicas. 1) Bombeamento (alimentação); 2) Dosagem de reagentes; 3) Coagulação/floculação; | |

| | |
|---|-----|
| 4) Sedimentação Lamelar - SL; 5) Flotação de ar dissolvido com bomba multifásica – FAD-B..... | 85 |
| Figura 34. Unidade de bombeamento (alimentação) de água bruta da planta piloto. 1) Bomba centrífuga; 2) Rotâmetro para medição de vazão de alimentação; 3) Tubulação para captação de água bruta; 4) Válvula gaveta para ajuste de vazão..... | 86 |
| Figura 35. Unidade de dosagem de reagentes. 1) Tanque de preparo de solução de cal hidratada; 2) Bomba dosadora de cal hidratada; 3) Tanque de preparo de solução de sulfato de alumínio; 4) Bomba dosadora de sulfato de alumínio; 5) Tanque de preparo de solução de polímero; 6) Bomba dosadora de polímero. | 87 |
| Figura 36. Sistema de tanques de mistura mecanizada usado nas etapas de coagulação/floculação em nível piloto. a) Tanque de mistura rápida; b) Tanque de mistura lenta; c) Motor elétrico para mistura rápida; d) Motor elétrico para mistura lenta. Outros detalhes construtivos são descritos na Tabela 9. | 88 |
| Figura 37. Fotografias das partes internas dos tanques de agitação mecanizada. (a) Tanque de mistura rápida com hélice de tipo fluxo radial; (b) Tanque de mistura lenta com hélice de tipo fluxo axial..... | 88 |
| Figura 38. Painel elétrico com inversores de frequência para ajuste da rotação dos motores de agitação nos tanques de coagulação/floculação. Outras especificações são detalhadas na Tabela 9..... | 89 |
| Figura 39. Equipamento de sedimentação lamelar utilizado na planta piloto. Detalhes construtivos na Tabela 10. | 91 |
| Figura 40. Unidade de flotação por ar dissolvido com bomba multifásica (FAD-B) da planta piloto: 1) Célula de flotação; 2) Bomba multifásica para geração de microbolhas; 3) Tanque de reciclo; 4) Rotâmetro; 5) Rotâmetro de ar; 6) Válvula agulha; 7) Entrada da alimentação da célula; 8) Sistema de remoção do lodo flotado; 9) Saída de água clarificada; 10) Manômetro para medição da pressão de operação da bomba. | 92 |
| Figura 41. Projeto da célula de flotação por ar dissolvido, nível piloto. Desenhos de projeto da célula de flotação (LTM-UFRGS)..... | 93 |
| Figura 42. Ilustração esquemática da planta piloto: etapa de coagulação/floculação seguida por duas linhas paralelas de separação sólido/líquido (FAD-B e SL)..... | 94 |
| Figura 43. Tanque de recepção (equalização) de água bruta da ETA Rio Branco da Corsan (Canoas-RS).. | 95 |
| Figura 44. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Redução de turbidez em função do pH de coagulação com sulfato de alumínio. Condições: $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} ; G de mistura lenta = 70 s^{-1} ; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min. .. | 99 |
| Figura 45. Diagrama de espécies de alumínio, potencial zeta e regiões de coagulação, em função do pH do meio (Fonte: Amirtharajah e Mills, 1982). | 100 |

| | |
|---|-----|
| Figura 46. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito da concentração de sulfato de alumínio na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 21 NTU; pH = 6.2; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1000 s ⁻¹ ; G de mistura lenta = 70 s ⁻¹ ; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min..... | 101 |
| Figura 47. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura rápida na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 47,6 NTU; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura lenta = 70 s ⁻¹ | 102 |
| Figura 48. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura lenta na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 48 NTU; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s ⁻¹ | 104 |
| Figura 49. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito do tipo e concentração de polímero na agregação e redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 26 NTU; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s ⁻¹ , G de mistura lenta = 80 s ⁻¹ | 105 |
| Figura 50. Fotografia da etapa de floculação de um ensaio de Flotação-FAD com uso de polímero floculante. Condições: polímero = poliacrilamida não-iônica Qemifloc AH1020 PWG; Turbidez da água bruta = 26 NTU; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; [polímero] = 1 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s ⁻¹ , G de mistura lenta = 80 s ⁻¹ | 107 |
| Figura 51. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação-FAD e sedimentação. Efeito do gradiente de velocidade (G) de floculação com poliacrilamida não-iônica Qemifloc AH1020 PWG na redução da turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 39 NTU; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; [polímero] = 0,05 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s ⁻¹ , Tempo de sedimentação = 5 min..... | 108 |
| Figura 52. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) via Flotação-FAD. Efeito da taxa de reciclo e pressão de saturação. Condições: Turbidez da água bruta = 19 NTU; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; pH = 6.5; Tempo de mistura = 5 min. | 109 |
| Figura 53. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = 9 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹ ; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s ⁻¹ , G de mistura lenta = 80 s ⁻¹ | 112 |
| Figura 54. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = 11 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹ ; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s ⁻¹ , G de mistura lenta = 80 s ⁻¹ | 113 |

| | |
|--|-----|
| $^2 \cdot h^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 113 |
| Figura 55. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $13 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 114 |
| Figura 56. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 115 |
| Figura 57. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação – FAD-B. Efeito da taxa de aplicação superficial na turbidez residual. Condições: pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 116 |
| Figura 58. Fotografias da Flotação FAD-B em planta piloto. (a) Tempo de ensaio = 10 min; (b) Tempo de ensaio = 30 min; (c) Tempo de ensaio = 60 min. Condições: Taxa de aplicação superficial = $11 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; Turbidez da água bruta = 15 NTU; Turbidez residual = 2,5 NTU..... | 117 |
| Figura 59. Fotografia da Flotação FAD-B em planta piloto. Sistema de escoamento de lodo flotado..... | 118 |
| Figura 60. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 120 |
| Figura 61. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 121 |
| Figura 62. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 122 |
| Figura 63. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 123 |
| Figura 64. Fotografia da Sedimentação Lamelar – SL em planta piloto. Arraste de partículas na corrente de água tratada. Condições: Taxa de aplicação superficial = $4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 124 |

| | |
|---|-----|
| Figura 65. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar – SL. Efeito da taxa de aplicação superficial na turbidez residual. Condições: pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 125 |
| Figura 66. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo do Ensaio 1 com as diferentes concentrações de polímero floculante (0; 0,03 e 0,06 mg.L^{-1}). Condições: Taxa de aplicação superficial = $9 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 126 |
| Figura 67. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo do Ensaio 2 com as diferentes concentrações de polímero floculante (0,06 e 0,03 mg.L^{-1}). Condições: Taxa de aplicação superficial = $9 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 126 |
| Figura 68. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo do Ensaio 3 com as diferentes concentrações de polímero floculante (0 e 0,06 mg.L^{-1}). Condições: Taxa de aplicação superficial = $9 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} | 127 |
| Figura 69. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo do Ensaio 1. Condições: Taxa de aplicação superficial = $3 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; [polímero] = $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 35 s^{-1} | 129 |
| Figura 70. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo do Ensaio 2. Condições: Taxa de aplicação superficial = $3 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; [polímero] = $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 35 s^{-1} | 130 |
| Figura 71. Fluxograma do sistema proposto de coagulação-flotação em coluna para uma ETA compacta..... | 134 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|-----|
| Tabela 1. Valores máximos permitidos (VMP) na água potável de algumas substâncias químicas que representam risco a saúde (Portaria MS 2.914/2011)..... | 28 |
| Tabela 2. Nível de tratamento requerido e principais tecnologias disponíveis para tratamento de água de acordo com a classificação do manancial (CONAMA, 2005; Di Bernardo e Sabogal Paz, 2008). | 32 |
| Tabela 3. Estimativa de crescimento na demanda nacional e por regiões geográficas de água tratada (adaptado de ANA, 2010). | 36 |
| Tabela 4. Aplicações não convencionais de FAD para tratamento de águas de rios, lagos e balneários artificiais (Rubio et al., 2007; Tessele et al. 2005)..... | 57 |
| Tabela 5. Métodos de análise dos parâmetros de caracterização da água bruta do Arroio das Garças (tanque de equalização de água bruta – ETA Rio Branco). | 75 |
| Tabela 6. Reagentes utilizados nos estudos de avaliação de parâmetros químicos e físico-químicos de coagulação e floculação e de parâmetros operacionais da flotação por ar dissolvido (FAD) em nível de bancada. | 76 |
| Tabela 7. Matriz experimental dos estudos de bancada para avaliação da influência da pressão de saturação e da taxa de reciclo na FAD..... | 83 |
| Tabela 8. Reagentes utilizados nos estudos comparativos de redução de turbidez da água bruta via flotação por ar dissolvido com bomba multifásica (FAD-B) e sedimentação lamelar (SL) em planta piloto. | 84 |
| Tabela 9. Especificações técnicas e detalhes construtivos dos elementos da unidade de coagulação/floculação da planta piloto..... | 90 |
| Tabela 10. Características construtivas do tanque de sedimentação lamelar – SL. | 91 |
| Tabela 11. Especificações técnicas, fornecedores e características construtivas dos elementos da unidade de FAD-B da planta piloto..... | 92 |
| Tabela 12. Caracterização química e físico-química da água bruta do Arroio das Garças (Canoas-RS). Valores médios obtidos durante o período de fevereiro 2012 a novembro 2012..... | 97 |
| Tabela 13. Efeito do gradiente de velocidade de mistura rápida na redução de turbidez da água bruta (Canoas-RS) por Flotação-FAD. Valores dos números adimensionais de Camp nas condições hidrodinâmicas do estudo. Tempo de mistura rápida = 60 s. | 103 |
| Tabela 14. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação – FAD-B. Vazão de alimentação do sistema e tempos de residência nos reatores de mistura rápida e mistura lenta para os diferentes níveis de taxa de aplicação superficial (TAS) estudados. | 111 |
| Tabela 15. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação – FAD-B. Efeito da taxa de aplicação superficial na redução de turbidez. Condições: pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; | |

| | |
|---|-----|
| Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s ⁻¹ , G de mistura lenta = 80 s ⁻¹ | 116 |
| Tabela 16. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Vazão de alimentação do sistema e tempos de residência nos reatores de mistura rápida e mistura lenta para os diferentes níveis de taxa de aplicação superficial (TAS) estudados. | 119 |
| Tabela 17. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar – SL. Efeito da taxa de aplicação superficial na redução de turbidez. Condições: pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; G de mistura rápida = 1300 s ⁻¹ , G de mistura lenta = 80 s ⁻¹ | 124 |
| Tabela 18. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Efeito da concentração de polímero floculante na redução de turbidez. Condições: Taxa de aplicação superficial = 9 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹ ; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s ⁻¹ , G de mistura lenta = 80 s ⁻¹ | 128 |
| Tabela 19. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar – SL. Efeito do uso de polímero floculante na redução de turbidez. Condições: : Taxa de aplicação superficial = 3 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹ ; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; [polímero] = 0,06 mg.L ⁻¹ ; G de mistura rápida = 1300 s ⁻¹ , G de mistura lenta = 35 s ⁻¹ | 130 |
| Tabela 20. Discriminação dos custos com equipamentos do sistema de Coagulação-Flotação de 48 m ³ .h ⁻¹ | 136 |
| Tabela 21. Determinação do custo total de investimento para implantação do sistema de Coagulação-Flotação de 48 m ³ .h ⁻¹ | 136 |
| Tabela 22. Custos de operação e manutenção para o tratamento de 48 m ³ .h ⁻¹ de água, 24 horas por dia e 365 dias por ano. | 137 |
| Tabela 23. Flotação-FAD no tratamento da água bruta (Canoas-RS). Efeito do pH de coagulação com sulfato de alumínio na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 29 NTU; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1000 s ⁻¹ ; G de mistura lenta = 70 s ⁻¹ ; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min) | 142 |
| Tabela 24. Flotação-FAD no tratamento da água bruta (Canoas-RS). Efeito da concentração de sulfato de alumínio na redução da turbidez da água. Condições: Turbidez da água bruta = 21 NTU; pH = 6.2; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1000 s ⁻¹ ; G de mistura lenta = 70 s ⁻¹ ; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min. | 142 |
| Tabela 25. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura rápida na redução de turbidez da água. Condições: Turbidez da água bruta = 47,6 NTU; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura lenta = 70 s ⁻¹ | 143 |
| Tabela 26. Flotação-FAD no tratamento da água bruta (Canoas-RS). Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura lenta na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 48 NTU; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = | |

| | |
|--|-----|
| 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s ⁻¹ | 143 |
| Tabela 27. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito da concentração e tipo de polímeros flocculantes na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 26 NTU; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s ⁻¹ , G de mistura lenta = 80 s ⁻¹ | 144 |
| Tabela 28. Flotação-FAD e sedimentação de partículas na água bruta. Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura lenta na floculação com poliacrilamida não-iônica Qemifloc AH1020 PWG, na redução de turbidez da água. Condições: Turbidez da água bruta = 39 NTU; pH = 6.2; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; [polímero] = 0,05 mg.L ⁻¹ ; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s ⁻¹ , Tempo de sedimentação = 5 min..... | 144 |
| Tabela 29. Redução de turbidez da água bruta (Canoas-RS) via Flotação-FAD. Efeito da taxa de reciclo e pressão de saturação. Condições: Turbidez da água bruta = 19 NTU; [Al ₂ (SO ₄) ₃] = 30 mg.L ⁻¹ ; pH = 6.5; Tempo de mistura = 5 min..... | 145 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

| | |
|----------------------|--|
| γ | Tensão superficial do líquido |
| η | Viscosidade do líquido |
| ΔF_c | Mudança de energia livre do sistema |
| θ | Ângulo de contato |
| φ_I | Potencial elétrico no PIH |
| φ_E | Potencial elétrico no PEH |
| φ_ξ | Potencial Zeta |
| ρ_p | Densidade da partícula |
| ρ_l | Densidade do líquido |
| ANA | Agência Nacional das Águas |
| A/S | Razão Ar/Sólidos |
| atm | Atmosfera (Pressão) |
| cm | Centímetro |
| CONAMA | Conselho Nacional de Meio Ambiente |
| COT | Carbono Orgânico Total |
| d_b | Diâmetro de bolha |
| DBO | Demanda Biológica de Oxigênio |
| d_p | Diâmetro de partícula |
| $d_{p_m\acute{a}x}$ | Diâmetro de partícula máximo |
| DTB | Distribuição do Tamanho de Bolhas |
| E_{cap} | Eficiência de captura bolha-partícula |
| E_{col} | Eficiência de colisão bolha-partícula |
| E_{est} | Eficiência de estabilização bolha-partícula |
| E_{un} | Eficiência de união bolha-partícula |
| ETA | Estação de Tratamento de Água |
| FAD | Flotação por Ar Dissolvido |
| FAD-B | Flotação por Ar Dissolvido com Bomba Multifásica |
| g | Aceleração da gravidade |
| μg | Micrograma |

| | |
|------------------|---|
| G | Gradiente de velocidade |
| h | Hora |
| hab | Habitantes |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| IWA | International Water Association |
| K | Constante de Henry |
| kPa | Kilopascal (Pressão) |
| kgf | Kilograma força |
| L | Litro |
| LPO | Limiar de Percepção de Odor |
| m | Metro |
| mA | Miliampere |
| μm | Micrômetro |
| mg | Miligramma |
| mm | Milimetro |
| nm | Nanômetro |
| min | Minutos |
| mL | Mililitro |
| ML | Megalitros |
| MS | Ministério da Saúde |
| NTU | Nefelometric Turbidity Unit (sigla em inglês) |
| P_{atm} | Pressão atmosférica |
| PEH | Plano externo de Helmholtz |
| PIH | Plano Interno de Helmholtz |
| P_n | Pressão nominal |
| POA | Processos Oxidativos Avançados |
| POPs | Poluentes Orgânicos Persistentes |
| PRFV | Polímero reforçado com fibra de vidro |
| PS | Plano de Stern |
| PVC | Polyvinyl Chloride |
| Re | Número de Reynolds |
| rpm | Rotações por minuto |
| s | Segundos |

| | |
|---------|---|
| SDT | Sólidos Dissolvidos Totai |
| SL | Sedimentação Lamelar |
| SST | Sólidos Suspensos Totai |
| ST | Sólidos Totais |
| TAS | Taxa de Aplicação Superficial |
| T_r | Tempo de retenção |
| t_d | Tempo de detenção |
| uH | Unidade Hazen de medida de cor |
| U.S.EPA | United States Environmental Protection Agency |
| UV | Ultra Violeta |
| V_a | Volume teórico de ar disponível para flotação |
| VMP | Valor máximo permitido |
| V_s | Velocidade de Sedimentação |

RESUMO

Foi realizado um estudo experimental, em nível piloto, comparativo entre os processos de Flotação por Ar Dissolvido com Bomba Multifásica (FAD-B) e Sedimentação Lamelar (SL) no tratamento de água bruta para abastecimento público do município de Canoas-RS. O parâmetro de avaliação desses processos de separação sólido-líquido foi a redução de turbidez de água bruta do Arroio das Garças, da ETA Rio Branco, operada pela Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan). Em nível de bancada, foram determinados e otimizados os parâmetros químicos e físico-químicos de agregação (pH do meio, concentração de reagentes e gradientes de velocidade de mistura rápida e lenta) e parâmetros de operação da flotação (taxa de reciclo e pressão de saturação). Os melhores resultados, em nível de bancada, de Coagulação-Flotação FAD foram obtidos em pH na faixa de 6.1 – 6.3, concentração de sulfato de alumínio igual a 30 mg.L⁻¹, valores de G de mistura rápida entre 700 e 1300 s⁻¹, G de mistura lenta igual 80 s⁻¹, 20 % de taxa de reciclo e 4 atm de pressão de saturação de água com ar. A turbidez residual média foi de aproximadamente 2,8 NTU ou 94 % de redução de turbidez inicial. Ainda foi avaliado o efeito do uso de três tipos de polímeros flocculantes após coagulação com sulfato de alumínio, na redução de turbidez por FAD, uma poliacrilamida não-iônica (FX NS2) e uma poliacrilamida catiônica (FX CS4) e uma poliacrilamida não-iônica (QEMIFLOC AH1020 PWG); essa última é empregada na operação da ETA Rio Branco. A concentração ótima de polímero encontrada foi de 0,1 mg.L⁻¹, obtendo turbidez residual de 0,6 NTU (redução de turbidez de 97 %). O maior valor de G (110 s⁻¹) de mistura lenta foi o melhor valor na floculação com poliacrilamida não iônica e separação por FAD, enquanto que na separação por sedimentação o melhor valor de G foi 20 s⁻¹. Nos estudos na planta piloto (0,9 – 1,5 m³.h⁻¹ para FAD-B; 0,44 – 1,1 m³.h⁻¹ para SL) na ETA Rio Branco foram empregados tanques de mistura rápida e mistura lenta de agitação mecânica, para as etapas de agregação, e duas linhas de separação sólido-líquido em paralelo, uma composta por equipamento SL e outra por um sistema de FAD-B (flotador de alta taxa, tipo coluna). Na primeira fase de estudos em planta piloto, foram avaliadas as eficiências de separação dos sólidos em suspensão (turbidez média de 25 NTU) de ambas as técnicas em diferentes taxas de aplicação superficial (TAS) empregando coagulante sulfato de alumínio como único reagente. A FAD-B apresentou uma muito boa eficiência de separação em todos os níveis estudados de TAS e baixa turbidez na água bruta (10-25 NTU), alcançando valores de turbidez residual entre 2,1 e 2,9 NTU, menores que a meta técnica de operação empregada na ETA Rio Branco (5 NTU). Os coágulos formados com sulfato de alumínio apresentaram

baixa taxa de sedimentação, dificultando a operação no processo SL. Os melhores resultados na SL, em termos de turbidez residual da água tratada, foram obtidos com o valor de TAS de $2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (4 NTU), para maiores vazões houve um grande arraste de partículas na corrente de água tratada do SL. Na segunda fase de estudos piloto, foi avaliado o uso de poliacrilamida não iônica na agregação, após coagulação com sulfato de alumínio, com uma água bruta contendo elevados valores de turbidez (35 – 41 NTU). No caso da FAD-B foram estudados três níveis de concentração de polímero (0; 0,03 e 0,06 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), mantendo a TAS constantes em $9 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Uma TAS de $3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ foi empregada nos ensaios de SL com concentração de polímero igual a $0,06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Os resultados de FAD-B mostraram uma menor eficiência de separação em função da menor capacidade de carregamento (lifting power) dos flocos muito grandes e volumosos pelas bolhas. Entretanto, a maior sedimentação desses flocos favoreceu a SL que aumentou a taxa de separação com o uso de polímeros floculantes em comparação aos resultados da primeira fase de estudos, alcançando valores de turbidez residual de 5,6 NTU, para uma água bruta com turbidez elevada (45 NTU). Foram discutidos e analisados aspectos técnicos de ambos os processos e, em função das vantagens da FAD-B, são previstas aplicações eventuais em unidades compactas de tratamento de água para abastecimento público rural ou urbano. Foi proposto um procedimento de projeto de unidade de coagulação-flotação, para uma ETA compacta, com capacidade de abastecimento de uma comunidade 2.000 habitantes ($48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). A unidade (agregação-flotação para o tratamento físico-químico) foi projetada para operar com uma TAS de $15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ e ocupando uma hipotética área total de 30 m^2 , com área útil de flotação igual a $3,2 \text{ m}^2$. As estimativas de custos consideraram valores de mercado para investimento (equipamentos e instalações), e no caso dos custos operacionais: reagentes, energia elétrica, mão de obra e manutenção. Os valores de implantação ficaram próximos a US\$ 55.000 ($\pm 10 \%$) e os custos operacionais apontaram um valor de US\$ 0.165 por metro cúbico de água tratada ($\pm 10 \%$). Concluiu-se que o trabalho atingiu as metas técnicas propostas e contribuiu para a discussão envolvendo a eventual utilização de FAD ou FAD-B no tratamento de águas para abastecimento público.

ABSTRACT

An experimental study was conducted, at pilot-scale, comparing Dissolved Air Flotation with a Multiphase Pump (DAF-P) and Lamellar Sedimentation (LS), for the treatment of raw water for public supply in Canoas-RS. These solid-liquid separation processes were evaluated by the reduction of turbidity of the water from Arroio das Garças-Rio Branco Water Treatment Plant (WTP), operated by the local state company (Corsan). Studies at bench-scale determined and optimized chemical and physico-chemical parameters of aggregation (pH, reagents concentrations and velocity gradients for rapid and slow mixing) and the flotation operation parameters (recycle ratio and saturation pressure). The best results of Coagulation-Flotation-DAF, at bench-scale, were obtained in the pH range of 6.1 - 6.3, with 30 mg.L⁻¹ aluminum sulfate, 700 and 1300 s⁻¹ for the rapid mixing G values, 80 s⁻¹ for the slow mixing, 20 % recycling ratio and 4 atm saturation pressure (air into water). The mean residual turbidity was 2.8 NTU, approximately, or 94 % reduction of the initial turbidity. It was also evaluated the effect of three types of flocculant polymers after coagulation with aluminum sulfate, on the reduction of turbidity by DAF, a non-ionic polyacrylamide (FX NS2) and a cationic polyacrylamide (FX CS4) and a non-ionic polyacrylamide (QEMIFLOC AH1020PWG), the latter is usually employed in the operation of the WTP. The optimal concentration of polymer was found to be 0.1 mg.L⁻¹, yielding a residual turbidity of 0.6 NTU (turbidity reduction of 97 %). The larger value of G (110 s⁻¹) for slow mixing was the best value in the flocculation with the nonionic polyacrylamide and separation by DAF, while in the separation by sedimentation, the best value was 20 s⁻¹. In the pilot plant studies (0.9 to 1.5 m³.h⁻¹ for DAF-P; 0.44 to 1.1 m³.h⁻¹ for LS), rapid and slow mixing mechanical agitation tanks were employed for the aggregation steps, as well as two solid-liquid separation lines (in parallel), one composed by a LS equipment and the other by a DAF-P equipment (high rate flotation, column type). In the first stage, the efficiency of separation of suspended solids (mean turbidity of 25 NTU) was assessed at different hydraulic loads (HL), using aluminum sulfate as single coagulant reagent. The DAF-P showed a very good separation efficiency at all levels of HL studied and in low turbidity raw water (10-25 NTU), reaching residual turbidity values between 2.1 and 2.9 NTU, lower than the technical goal of operation utilized in Rio Branco WTP (5 NTU). The coagulated particles formed with aluminum sulfate showed low sedimentation rate, hindering the operation of the LS process. The best results in LS, in terms of residual turbidity of the treated water, were obtained with the HL value of the 2 m³.m⁻².h⁻¹ (4 NTU), and for higher flow rates there was a great entrainment of particles in the

treated water stream from the LS. In a second stage the addition of a non-ionic polyacrylamide on the aggregation after coagulation with aluminum sulfate, with raw water containing high turbidity values (35-41 NTU) was studied. In the case of DAF-P, three levels of polymer concentration (0, 0.03 and 0.06 mg.L⁻¹) were studied, maintaining the HL constant at 9 m³.m⁻².h⁻¹. A HL of 3 m³.m⁻².h⁻¹ was used in the LS trials with a polymer concentration equal to 0.06 mg.L⁻¹. Results of DAF-P showed a slightly lower separation efficiency due to the lower loading capacity (lifting power) of the very large and bulky flocs by bubbles. However, the greater sedimentation of these flocs favored the LS, which increased a little the rate of separation with the use of flocculant polymer in comparison to the results of the first phase of study, reaching values of residual turbidity of 5.6 NTU, with a with high turbidity raw water (45 NTU). The technical aspects of both processes were discussed and analyzed, and because the advantages of DAF-P, possible applications of water treatment with compact units were considered. Thus, a design project for a coagulation-flotation unit for a compact WTP was proposed, with capacity to supply a community with 2.000 inhabitants (48 m³.h⁻¹). The unit (aggregation-flotation for the physical-chemical treatment) was designed to operate with a HL of 15 m³.m⁻².h⁻¹ and occupying a hypothetical total area of 30 m² (flotation area equal to 3.2 m²). The cost estimates considering market values for investment (equipment and facilities), and operating costs, such as: reagents, electricity, manpower and maintenance. The deployment values were close to US\$ 55.000 (± 10%) and operating costs showed a value of US\$ 0.165 (± 10%) per cubic meter of treated water. It was concluded that the work reached the technical proposed goals and contributed to the discussion involving the possible use of DAF or DAF-P in the treatment of water for public supply.

SUMÁRIO

| | | |
|----------|---|-----|
| 1. | INTRODUÇÃO..... | 19 |
| 2. | REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 22 |
| 2.1. | Águas para Abastecimento Público..... | 22 |
| 2.1.1. | Características da Água Bruta | 23 |
| 2.1.2. | Processos de Tratamento de Água..... | 30 |
| 2.1.3. | Situação Nacional do Abastecimento Público de Água | 35 |
| 2.2. | Princípios físico-químicos no tratamento de água | 37 |
| 2.2.1. | Processo de coagulação com sais hidrolisáveis..... | 40 |
| 2.2.2. | Floculação com polímeros hidrossolúveis..... | 42 |
| 2.2.3. | Reatores de coagulação/floculação..... | 46 |
| 2.3. | Técnicas de separação sólido/líquido na clarificação de água bruta..... | 47 |
| 2.3.1. | Flotação | 48 |
| 2.3.1.1. | Flotação por Ar Dissolvido (FAD) | 49 |
| 2.3.1.2. | Geração de microbolhas com vasos saturadores | 57 |
| 2.3.1.3. | Flotação por ar dissolvido com bomba multifásica (FAD-B)..... | 59 |
| 2.3.1.4. | Interação Bolha-Partícula..... | 62 |
| 2.3.2. | Sedimentação..... | 65 |
| 2.3.2.1. | Sedimentação Lamelar (SL)..... | 66 |
| 2.3.2.2. | Aplicações da Sedimentação Lamelar..... | 70 |
| 3. | EXPERIMENTAL | 71 |
| 3.1. | Caracterização da água bruta..... | 75 |
| 3.2. | Estudos em nível de bancada..... | 75 |
| 3.2.1. | Materiais | 75 |
| 3.2.2. | Métodos | 79 |
| 3.3. | Estudos em nível piloto | 84 |
| 3.3.1. | Materiais | 84 |
| 3.3.2. | Métodos | 93 |
| 4. | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 97 |
| 4.1. | Caracterização da água bruta..... | 97 |
| 4.2. | Estudos de agregação-Flotação FAD em nível de bancada | 98 |
| 4.3. | Estudos em planta piloto – Tratamento de água bruta por Flotação de ar dissolvido com bomba multifásica (FAD-B) e sedimentação lamelar (SL) | 110 |

| | | |
|--------|---|-----|
| 4.3.1. | Efeito da taxa de aplicação superficial (TAS) na redução de turbidez por Flotação de ar dissolvido com bomba multifásica – FAD-B. | 111 |
| 4.3.2. | Efeito da taxa de aplicação superficial (TAS) na redução de turbidez por Sedimentação Lamelar – SL..... | 118 |
| 4.3.3. | Efeito do uso de polímero floculante na redução de turbidez da água bruta por Flotação de ar dissolvido com bomba multifásica – FAD-B. | 125 |
| 4.3.4. | Efeito do uso de polímero floculante na redução de turbidez da água bruta por Sedimentação Lamelar – SL..... | 129 |
| 5. | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 132 |
| 5.1. | Procedimento de projeto e estimativa de custos..... | 133 |
| 6. | CONCLUSÕES..... | 138 |
| | SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS..... | 140 |
| | PUBLICAÇÕES ASSOCIADAS AO TRABALHO | 141 |
| | APÊNDICE – Tabelas de resultados dos estudos de Flotação-FAD em bancada..... | 142 |
| | REFERÊNCIAS | 146 |

1. INTRODUÇÃO

Segundo o IBGE (2002), aproximadamente 70 % do volume de água tratada e distribuída no Brasil passa por tratamento de ciclo completo. Essa tecnologia contempla as etapas de coagulação e floculação, separação sólido-líquido via sedimentação ou flotação, filtração rápida em leito de areia, correção de pH, desinfecção e fluoretação.

A sedimentação é a técnica de separação sólido-líquido (clarificação) empregada na maioria das Estações de Tratamento de Água (ETA) que utiliza tecnologia de ciclo completo em operação no Brasil. Essa técnica é de grande facilidade operacional (baixo número de variáveis controláveis), porém possui limitações relacionadas à capacidade produtiva. As taxas de aplicações (vazão por unidade de área por tempo) usualmente empregadas na sedimentação são da ordem de $1 - 2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, podendo atingir valores de até $5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ com o uso de sedimentação lamelar (SL) de alta taxa (Di Bernardo e Sabogal Paz, 2008). Entretanto, esses valores são altamente dependentes das condições de agregação, que influenciam na taxa de sedimentação das partículas.

Diversos autores (Schofield, 2001; Reali e Marchetto, 2001; Rubio et al., 2007; Edzwald, 2010) apontam algumas vantagens da Flotação por Ar Dissolvido (FAD) sobre a sedimentação no tratamento de água e águas residuais. Essas vantagens, entre outras, incluem uma maior taxa de aplicação (até $15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), menores tempos de detenção em unidades de agregação, menor necessidade de reagentes e melhor desempenho na remoção de microalgas e de outros microorganismos, além da ocupação de um menor espaço de área de processo.

No contexto mundial, existe um avanço crescente no uso da FAD em tratamento de água para abastecimento público. A FAD teve suas primeiras aplicações no tratamento de águas na década de 1960 nos países escandinavos e se espalhou rapidamente por países europeus, África do Sul, EUA e Canadá (Haarhoff, 2008). Atualmente, são reportadas aplicações de FAD no tratamento de água em diversos países, com destaque para as três últimas conferências da International Water Association (IWA) sobre o assunto, em Helsinki, Finlândia (2000); Seul, Coreia do Sul (2007) e Nova Iorque, EUA (2012).

No Brasil, existem poucas aplicações de FAD em tratamento de água e há a necessidade de mais trabalhos de pesquisa que busquem contribuir tecnicamente na discussão geral dessa alternativa para a solução de alguns problemas enfrentados pelo setor de saneamento.

Os exemplos de aplicações de FAD no tratamento de águas a nível nacional podem se resumir a dois tipos: i. ETAs compactas de pequena escala, como são os casos das ETAs Mantenópolis e Meaípe, operadas pela Cesan¹, no Espírito Santo, e as ETAs Mairiporã e Porto Novo da Sabesp², no Estado de São Paulo; ii. ETAs de médio e grande porte, para abastecimento de grandes centros urbanos, como as ETAs Iraí e Rio Pequeno da Sanepar³, que abastecem os municípios da região metropolitana de Curitiba e São José dos Pinhais-PR, respectivamente, e a ETA Brasília da Caesb⁴.

O presente trabalho teve como objetivo geral realizar um estudo comparativo entre as técnicas de Flotação por Ar Dissolvido (FAD) e Sedimentação Lamelar (SL) na redução de turbidez de água bruta do Arroio das Garças em planta piloto na ETA Rio Branco (Canoas-RS) da Corsan.

Os objetivos específicos foram:

1. Caracterizar a água bruta do Arroio das Garças de acordo com parâmetros químicos, físicos e físico-químicos;
2. Avaliar os parâmetros químicos de coagulação com sulfato de alumínio (pH e concentração de coagulante) e seus efeitos na redução de turbidez da água bruta por FAD, em nível de bancada;
3. Avaliar o efeito dos parâmetros hidrodinâmicos de mistura (gradientes de velocidade de mistura rápida e lenta) na coagulação com sulfato de alumínio e na redução de turbidez da água bruta por FAD, em nível de bancada;
4. Avaliar o efeito do uso de diferentes tipos de polímeros floclulantes e o efeito da concentração dos mesmos na agregação da água bruta e na redução de turbidez da água bruta por FAD em nível de bancada;
5. Avaliar o efeito do gradiente de velocidade de mistura lenta na floclulação com poliacrilamida não iônica e redução de turbidez da água bruta por FAD e sedimentação em nível de bancada;

1 Companhia Espírito Santense de Saneamento.

2 Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo.

3 Companhia de Saneamento do Paraná.

4 Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal.

6. Avaliar o efeito de parâmetros operacionais da FAD (pressão de saturação e taxa de reciclo) na redução de turbidez da água bruta em nível de bancada;
7. Avaliar o efeito da taxa de aplicação superficial da Flotação por Ar Dissolvido com Bomba Multifásica (FAD-B) na redução de turbidez da água bruta em planta piloto;
8. Avaliar o efeito da taxa de aplicação superficial da Sedimentação Lamelar (SL) na redução de turbidez da água bruta em planta piloto;
9. Avaliar o efeito do uso de poliacrilamida não iônica na floculação e redução de turbidez da água bruta por FAD-B e SL em planta piloto;
10. Avaliar o potencial da FAD-B no tratamento de águas de abastecimento público e contribuir para o debate-discussão sobre as alternativas mais eficientes de separação de sólidos suspensos e precipitados coloidais de alumínio.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Águas para Abastecimento Público

De acordo com o Ministério da Saúde (2006), os mananciais de água utilizados para abastecimento público podem ser classificados como:

1. Águas superficiais (córregos, ribeirões, sangas, rios, lagos, entre outros): corpos de água formados pela água que escorre sobre a superfície do solo;
2. Águas subterrâneas: infiltradas ou não e que se movimentam no subsolo, no interior da crosta terrestre, e que se manifesta por meio de nascentes, poços rasos, poços profundos, drenos.

Dos 1.386 quatrilhões de toneladas de água existentes no planeta, apenas 2,5 % se apresentam na forma de água doce. E dessa parcela, apenas 0,3 % corresponde à água existente em rios e em lagos (Rebouças, 1999).

Na escolha do manancial a ser utilizado para um sistema de abastecimento urbano de água é considerada a disponibilidade hídrica do manancial em comparação com a demanda requerida. Entretanto, é importante considerar questões relativas aos aspectos sanitários e econômicos, bem como a qualidade das águas desses mananciais, as facilidades para captação e adução de água bruta e o tipo de tratamento necessário para atingir padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria MS 2.914/2011.

Os mananciais superficiais, de utilização mais fácil no Brasil, são os mais susceptíveis às ações antrópicas poluidoras, decorrentes de atividades industriais, agrícolas e urbanas. Ainda, esses tipos de mananciais sofrem acentuadas variações sazonais de sua qualidade, como o aumento da turbidez de rios em épocas de chuvas e a proliferação de algas, principalmente em ambientes aquáticos lênticos.

Geralmente a utilização dos recursos hídricos apresenta finalidades diversas, cada qual com uma demanda específica de qualidade e quantidade de água e, em sua maioria, concentradas nas regiões mais urbanizadas da bacia hidrográfica. Entre esses, a geração de energia, a irrigação agrícola, a criação de animais, o abastecimento para consumo humano e fins industriais, a recreação e a pesca, o paisagismo e até mesmo a recepção de efluentes domésticos e industriais.

A legislação brasileira prevê, desde o Código das Águas da década de 1930 até a atual Lei Nacional de Recursos Hídricos que, em situações de escassez, os usos prioritários da água deveriam ser o abastecimento para consumo humano e a dessedentação de animais.

2.1.1. Características da Água Bruta

As principais impurezas encontradas em águas naturais podem estar dissolvidas, em estado coloidal ou em suspensão.

Impurezas em suspensão: Entre os distintos particulados, encontram-se algumas algas e protozoários, partículas minerais insolúveis (areia, silte e argilas), macromoléculas (prtoteínas, enzimas). Essas partículas são comuns em mananciais lóticos (rios, córregos e arroios) onde a vazão de escoamento causa um nível de turbulência capaz de fazer com que as partículas presentes no leito entrem em suspensão. Os despejos industriais e domésticos também são fontes de sólidos suspensos.

Impurezas em estado coloidal: muitas bactérias, vírus e matéria orgânica podem ser encontradas em estado coloidal nas águas. Partículas minerais finas também apresentam características coloidais, formando um sistema estável em função de forças de repulsão entre as partículas, impossibilitando a sedimentação das mesmas.

Impurezas dissolvidas: grande variedade de substâncias e compostos orgânicos, gases, substâncias de origem mineral (principalmente sais de cálcio e magnésio). Muitas dessas impurezas dissolvidas podem ser originadas na decomposição de vegetais ou ser provenientes de despejos industriais, urbanos e agrícolas.

A caracterização de águas naturais estabelece a qualidade do corpo hídrico através da medida de vários parâmetros químicos, físicos, biológicos e radiológicos. No âmbito nacional, a Resolução CONAMA 357/2005 estabelece níveis de cada um desses parâmetros e classifica os corpos hídricos de acordo com sua qualidade e define as classes de mananciais possíveis de serem utilizados para abastecimento público (águas doces classes especial, I, II ou III e águas salobras classe I). Essa resolução também determina o nível de tratamento que deve ser aplicado à água de um manancial, de acordo com sua classe, antes de disponibilizá-la ao uso urbano.

Características físicas ou organolépticas das águas: Essas propriedades não possuem grande importância do ponto de vista sanitário, porém conferem aspectos estéticos

indesejados para consumo humano. Dentre os parâmetros físicos de caracterização das águas destacam-se a cor, a turbidez e sabor e odor.

Turbidez: Este parâmetro resultante da presença de partículas suspensas (coloidais ou não) minerais (areia, silte e argilas) ou orgânicas (macromoléculas, nano-colóides, ácidos húmicos, algas e micro-organismos) com tamanho entre 1 nm – 1µm (colóides) e 1 µm– 100 µm (suspensões). As medidas são realizadas nefelômetros, que utilizam a medida da intensidade da luz difratada em comparação com a intensidade da luz emitida sobre uma amostra. A turbidez é expressa em Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU, sigla em inglês) e é um dos parâmetros mais utilizados como indicador de eficiência de processos de clarificação.

Em rios, arroios e outros tipos de mananciais lóticos, a turbidez é predominantemente relacionada com as partículas de origem mineral, que entram em suspensão devido à turbulência dos corpos d'água, especialmente nas épocas de chuvas intensas. Em corpos d'água lênticos (lagos), a turbidez é considerada predominantemente de origem orgânica, devido à alta concentração de algas e matéria orgânica (ácidos húmicos, polifenóis, taninos) (Edzwald, 2010).

Apesar de não oferecer risco direto à saúde humana, as águas com turbidez elevada ocasionam uma perda de eficiência na etapa de desinfecção, em função do aprisionamento de micro-organismos em partículas e sólidos suspensos (Winward et al., 2008). A Portaria do Ministério da Saúde - MS nº 2.914/2011 (em vigor desde dezembro de 2011) estipula, para a garantia da qualidade microbiológica da água, em complementação às exigências relativas aos indicadores microbiológicos, metas progressivas (até 4 anos) para atendimento ao valor máximo de turbidez permitido de 0,5 NTU, em no mínimo 95 % das amostras mensais coletadas (pós-filtração), sendo que o valor de 1 NTU não poderia ser excedido nas amostras restantes. Na legislação anterior (até 2011), o limite era de 1 NTU em 95 % das amostras e o valor máximo permitido de 5 NTU nas amostras restantes.

Cor: A cor da água é decorrente da capacidade em absorver certas radiações do espectro visível e é geralmente resultado de substâncias dissolvidas na água, como íons de ferro e magnésio, compostos húmicos e taninos resultantes da decomposição de matéria vegetal. Partículas suspensas, que causam turbidez também podem conferir cor à água, nesse caso chamamos de cor aparente, removidas essas partículas, a cor resultante apenas do material dissolvido na água é chamada de cor verdadeira. A análise de medida para cor

consiste da comparação entre a cor de uma solução de cloroplatinato de potássio (K_2PtCl_6) e cloreto de cobalto ($CoCl_2$) e a unidade usada para a medida de cor pode ser expressa em $mg.L^{-1}$ de Pt-Co, ou unidade Hazen de cor, uH. O padrão de potabilidade da água é de 15 uH (máximo) de cor aparente para a água de abastecimento público.

Sabor e odor: São causados por diversos tipos de substâncias dissolvidas ou suspensas na água, como compostos húmicos, sais, gases e compostos orgânicos diversos. A aeração pode ser empregada para remoção de sabor e odor na água quando as substâncias causadoras do problema são gases ou compostos voláteis, no caso de substâncias dissolvidas, pode-se utilizar adsorção em carvão ativado.

Um método para análise de sabor e odor consiste na análise sensorial, com realização de sucessivas diluições de uma amostra em água destilada para a determinação sensorial do limiar de percepção de odor (LPO). É determinada a diluição onde o odor é quase imperceptível e calcula-se o LPO de acordo com a Equação 1.

$$LPO = (A+B)/A \quad (1)$$

onde:

A = volume da amostra de água com odor diluído na mistura, mL

B = volume de água destilada adicionado para completar 200 mL, mL

Características químicas das águas: As características químicas são resultado da presença de elementos ou compostos químicos dissolvidos ou não na água. A análise desses parâmetros é realizada por métodos adequados e padronizados e os resultados expressos como medidas da concentração da substâncias ou equivalente.

A análise de alguns parâmetros como nitritos, nitratos, cloretos, metais, carbono orgânico total (COT), assim como o teor de oxigênio dissolvido, permitem avaliar o grau de poluição do manancial.

Alcalinidade e acidez: A alcalinidade determina a capacidade da água de neutralizar os ácidos e é ocasionada pela presença de bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) ou hidróxidos (OH^-). Por outro lado, a acidez é a medida da capacidade da água de neutralizar bases e pode ser expresso em termos de gás carbônico livre. A alcalinidade e também a acidez não representam grande importância do ponto de vista sanitário, porém exercem grande influência na coagulação, correção de dureza da água e prevenção da corrosão de

equipamentos e tubulações, assumindo uma grande importância do ponto de vista econômico e operacional.

Dureza: É uma característica conferida à água principalmente por íons de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}). Águas duras geram incrustações em tubulações e caldeiras de processos industriais. As medidas de dureza da água são expressas em concentração equivalente de CaCO_3 , em mg.L^{-1} e o valor máximo permitido (VMP) na portaria MS 2.914/2011 para dureza na água potável é de $500 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$.

Íons de Ferro e manganês: Esses cátions conferem um sabor amargo à água e, quando oxidados ocasionam a formação de uma coloração amarelada e turva por causa da precipitação de seus hidróxidos insolúveis. São normalmente removidos por precipitação/sedimentação ou flotação e os baixos limites para concentrações de ferro e manganês estabelecidos em legislação ($0,3$ e $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente) são devidos a razões estéticas.

Sais dissolvidos: Os sais dissolvidos da água podem ser provenientes do ambiente natural ou de alguma ação antrópica. Muitos dos sais normalmente dissolvidos na água, especialmente os bicarbonatos, sulfatos e cloretos, conferem à água um sabor salino e propriedades laxativas. A legislação nacional prevê concentração máxima de 1.000 mg.L^{-1} de sólidos dissolvidos totais (SDT) na água de abastecimento.

Nitrogênio: O nitrogênio em águas naturais pode estar presente em diversas formas, orgânico, amoniacal, nitritos e nitratos. Altas concentrações de nitrogênio em cursos d'água são normalmente causadas por lançamento de efluentes domésticos e industriais. Um dos problemas da presença de nitrogênio e outros nutrientes (fósforo, potássio) em recursos hídricos, é a proliferação de algas. Muitas dessas algas são causadoras de gosto e odor na água de abastecimento e prejudiciais a sistemas que utilizam sedimentação na etapa de separação sólido/líquido, pois a biomassa das algas possui baixa densidade e, portanto, diminui a taxa de sedimentação dos agregados gerados. Diversos estudos reportam a flotação como uma alternativa eficiente na remoção de algas (Schofield, 2001; Rubio et al, 2007; Han e Kim, 2007; Edzwald, 2010).

Os valores máximos admitidos para nitratos e nitritos na água potável são 10 e 1 mg.L^{-1} , respectivamente, expressos como N. Para amônia, o limite é $1,5 \text{ mg}$ de $\text{NH}_3.\text{L}^{-1}$.

Carbono orgânico total e demanda de oxigênio: a carga orgânica presente nas águas naturais pode ser determinada em função da medida direta do teor carbono orgânico total (COT) ou pela determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), que são medidas da quantidade de oxigênio requerido para degradação da matéria orgânica por processos biológicos e químicos, respectivamente. A carga orgânica constitui um dos principais poluentes de esgotos domésticos e industriais e a razão DQO/DBO refere à característica de biodegradabilidade da matéria orgânica presente na água, valores de DQO/DBO > 2 indicam predominância de matéria orgânica não biodegradável.

Substâncias tóxicas e íons de metais pesados: Os poluentes orgânicos persistentes (POPs), fenóis, detergentes, outros compostos orgânicos e inorgânicos tóxicos e metais pesados estão presentes frequentemente nas atividades industriais, urbanas e agrícolas e muitas vezes acabam por serem despejados nos corpos hídricos. Muitas dessas substâncias possuem a característica de persistência nos ambientes naturais, ou seja, são altamente estáveis e podem ser bioacumuladas ao longo da cadeia alimentar. Em função da difícil remoção por técnicas convencionais de tratamento, deve ser levada em consideração a presença dessas substâncias na escolha de um ponto de captação de água para abastecimento público.

A Portaria MS 2.914/2011 traz em seus anexos os limites para essas substâncias nas águas para abastecimento, na Tabela 1 são mostrados os valores máximos permitidos (VMP) pela portaria para algumas substâncias químicas que representam risco a saúde.

Tabela 1. Valores máximos permitidos (VMP) na água potável de algumas substâncias químicas que representam risco a saúde (Portaria MS 2.914/2011).

| Substância | VMP ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) |
|--|---|
| Inorgânicas | |
| Antimônio | 5 |
| Arsênio | 10 |
| Cádmio | 5 |
| Cianeto | 70 |
| Cromo | 50 |
| Mercúrio | 1 |
| Urânio | 30 |
| Orgânicas | |
| Acrilamida | 0,5 |
| Benzeno | 5 |
| Cloreto de Vinila | 2 |
| Diclorometano | 20 |
| Pentaclorofenol | 9 |
| Tetracloreto de Carbono | 4 |
| Tricloroeteno | 20 |
| Agrotóxicos | |
| Aldrin + Dieldrin | 0,03 |
| Carbofurano | 7 |
| DDT + DDD + DDE | 1 |
| Endrin | 0,6 |
| Glifosato + AMPA | 500 |
| Produtos secundários de desinfecção | |
| Ácidos haloacéticos | 80 |
| Cloraminas | 4000 |
| Trihalometanos | 100 |

Poluentes emergentes: Os poluentes emergentes são substâncias químicas que ainda não possuem status regulatório e seus efeitos no meio ambiente e saúde humana são pouco entendidos e temas de pesquisas (Deblonde et al., 2011). Nos últimos 20 anos, diversos autores (Pham e Proulx, 1997; Rosal et al., 2010; Vogelsang et al., 2006) reportaram a presença desses compostos em efluentes urbanos e industriais e ambientes aquáticos. O “EU Water Framework Directive 2000/06/EC”, documento que regulamenta o gerenciamento de bacias hidrográficas dentro do território europeu, identificou dentro do Annex X uma lista de 33 substâncias ou grupo de substâncias consideradas poluentes emergentes. Esses compostos são medicamentos, produtos de uso veterinário, embalagens de alimentos, produtos de

higiene, agrotóxicos, ou ainda micro-organismos, que podem ser encontrados em matrizes ambientais e biológicas.

Muitos autores (Ghiselli e Jardim, 2007; Reis Filho et al., 2007; Alvarez et al., 2009) apontam os poluentes emergentes caracterizados por princípios ativos de fármacos e produtos de higiene pessoal como interferentes ou desreguladores endócrinos. Segundo a U.S.EPA (1997), um interferente endócrino é um agente exógeno que interfere na síntese, secreção, transporte, ligação, ação ou eliminação de hormônios naturais que são responsáveis pela manutenção da homeostase, reprodução, desenvolvimento e/ou comportamento.

De acordo com Reis Filho et al. (2007), a presença destes compostos em ambientes aquáticos pode ser resultado de processos industriais, descarte de produtos comerciais ou ainda por sua excreção na forma não metabolizada ou metabolizada, sendo lançados diretamente nos corpos d'água ou na rede de esgotos. Também podem ser descartados no solo e sedimentos, o que leva à contaminação de mananciais superficiais por escoamento e aquíferos por infiltração.

Assim, devido ao potencial risco que esses compostos oferecem a saúde humana, são necessários métodos eficazes para degradação e remoção dessas substâncias no tratamento de água para abastecimento e tratamento de efluentes urbanos e industriais. A oxidação com ozônio aparece como uma alternativa no tratamento de água enquanto os processos oxidativos avançados (POA) integrados ou não com ozonização podem ser utilizados no tratamento dos efluentes (Balcioglu e Otker, 2003; Androozzi et al., 2005; Zimmermann et al., 2008; Broséus et al., 2009; Verlicchi et al. 2010).

Características biológicas das águas: Essas possuem grande importância do ponto de vista sanitário, uma vez que muitos microrganismos presentes nas águas naturais, como algumas bactérias, vírus e protozoários são patogênicos, podendo causar diversas doenças e até mesmo epidemias relacionadas à água de abastecimento público.

Dentre os principais microrganismos com importância sanitária no tratamento de água destacam-se as bactérias do grupo coliformes, os vírus Rotavírus, Norovírus e Poliovírus e os protozoários Ameba, Giárdia, Cryptosporidium, Cyclospora. Esses microrganismos patogênicos são os causadores de doenças como cólera, febre tifóide, hepatite A e doenças diarréicas agudas de várias etiologias.

Alguns desses microrganismos, como os oocistos de *cryptosporidium*, são resistentes às técnicas de desinfecção convencionais como a cloração (Hall et al., 1995; Edzwald et al., 2001), devendo ser removidos em etapas de separação sólido/líquido, como a sedimentação, flotação ou filtração. Hall et al. (1995) avaliaram a eficiência de remoção de oocistos de *cryptosporidium* em planta piloto de FAD, alcançando eficiência maior que 3 log de remoção de oocistos (> 99,9 %) utilizado apenas coagulação química com sulfato de alumínio. Os mesmos autores explicaram a maior eficiência da FAD em relação à sedimentação na remoção de oocistos devido à capacidade das microbolhas capturar oocistos não incorporados aos coágulos.

Por outro lado, vários tipos de algas, e as cianobactérias (bactérias fotossintetizantes) são capazes de liberar toxinas prejudiciais à saúde humana e causadoras de gosto e odor nas águas de abastecimento.

O padrão microbiológico estabelecido pela Portaria MS 2.914/2011 determina a ausência de microrganismos *Escherichia coli* e coliformes totais em 100 mL de água na saída do tratamento. Quando a ocorrência de cianobactérias ultrapassar 20.000 células.mL⁻¹, a legislação prevê monitoramento semanal de cianotoxinas (microcistina e saxitoxinas), as quais não devem ultrapassar valores de 1 e 3 µg.L⁻¹, respectivamente.

2.1.2. Processos de Tratamento de Água

Os serviços referentes à captação, tratamento e distribuição de água são realizados por companhias de saneamento estaduais, serviços autônomos municipais e, na minoria dos casos, diretamente pelas prefeituras ou concessão a empresas privadas.

De acordo com Ministério da Saúde (2006) o tratamento da água para consumo humano tem os seguintes objetivos:

1. Atender ao padrão de potabilidade exigido pela Portaria MS 2.914/2011: prevenindo a veiculação de doenças de origem microbiológica ou química; estimulando a aceitação para consumo;
2. Prevenir a cárie dentária, por meio da fluoretação;
3. Proteger o sistema de abastecimento dos efeitos da corrosão e da deposição/incrustação.

Visando alcançar esses objetivos, as ETAs geralmente contemplam as seguintes operações unitárias de tratamento:

Clarificação: remoção de impurezas coloidais, suspensas ou dissolvidas por meio de uma combinação de processos unitários (coagulação, floculação, sedimentação, adsorção, flotação e filtração);

Desinfecção ou inativação de microrganismos patogênicos com a utilização de técnicas de desinfecção apropriadas (cloração, ozonização, radiação UV). Independentemente da técnica utilizada, é requerido pela legislação a manutenção de uma concentração de cloro residual livre de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ em toda extensão da linha de abastecimento;

Fluoretação ou adição de íons fluoreto para prevenção de cárie dentária. O teor de flúor adicionado na água é definido de acordo com o clima e a temperatura de cada região, não podendo ultrapassar a concentração de $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$;

Estabilização da água ou controle da corrosividade da água ou de sua capacidade de formar depósitos em tubulações e reservatórios de substâncias insolúveis na água.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece as classes de qualidade dos corpos hídricos de acordo com os parâmetros físicos, químicos, biológicos e radiológicos e define a possibilidade de uso dos mesmos para abastecimento público e o nível de tratamento aplicado de acordo com o seu enquadramento em determinada classe de qualidade. De acordo com essa legislação, as águas doces de classe especial (nascentes e poços profundos) necessitam de uma etapa de desinfecção antes de sua distribuição. As outras classes de água e o nível de tratamento requerido pela Resolução CONAMA 357/2005 são detalhados na Tabela 2.

Tabela 2. Nível de tratamento requerido e principais tecnologias disponíveis para tratamento de água de acordo com a classificação do manancial (CONAMA, 2005; Di Bernardo e Sabogal Paz, 2008).

| Classe de manancial | Nível mínimo de tratamento | Tecnologias |
|----------------------------|-------------------------------------|--|
| Águas doce classe I | Tratamento simplificado | Técnicas de filtração direta e filtração em múltiplas etapas (FiME) sem coagulação e/ou floculação |
| Águas doce classe II | Tratamento convencional | Filtração rápida (descendente ou ascendente), dupla filtração, floto-filtração, ciclo completo |
| Águas doce classe III | Tratamento convencional ou avançado | Ciclo completo + técnicas avançadas (adsorção em carvão ativado, osmose reversa, troca iônica, aeração e precipitação química) |
| Águas salobras classe I | Tratamento convencional ou avançado | Ciclo completo + técnicas avançadas (adsorção em carvão ativado, osmose reversa, troca iônica, aeração e precipitação química) |

As definições dos níveis mínimos de tratamento estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 são as que seguem:

Tratamento simplificado: clarificação por meio de filtração e desinfecção e correção de pH quando necessário;

Tratamento convencional: clarificação com utilização de coagulação e/ou floculação e técnicas de separação sólido/líquido, seguida de desinfecção e correção de pH;

Tratamento avançado: inclui técnicas de remoção e/ou inativação de constituintes refratários aos processos convencionais de tratamento, os quais podem conferir à água características, tais como: cor, odor, sabor, atividade tóxica ou patogênica.

Segundo Sabogal Paz e Di Bernardo (2006) a escolha do tipo de ETA, com maior perspectiva de sustentação, deve ser realizada considerando três dimensões que incluem: meio ambiente, tecnologia e comunidade (Figura 1).

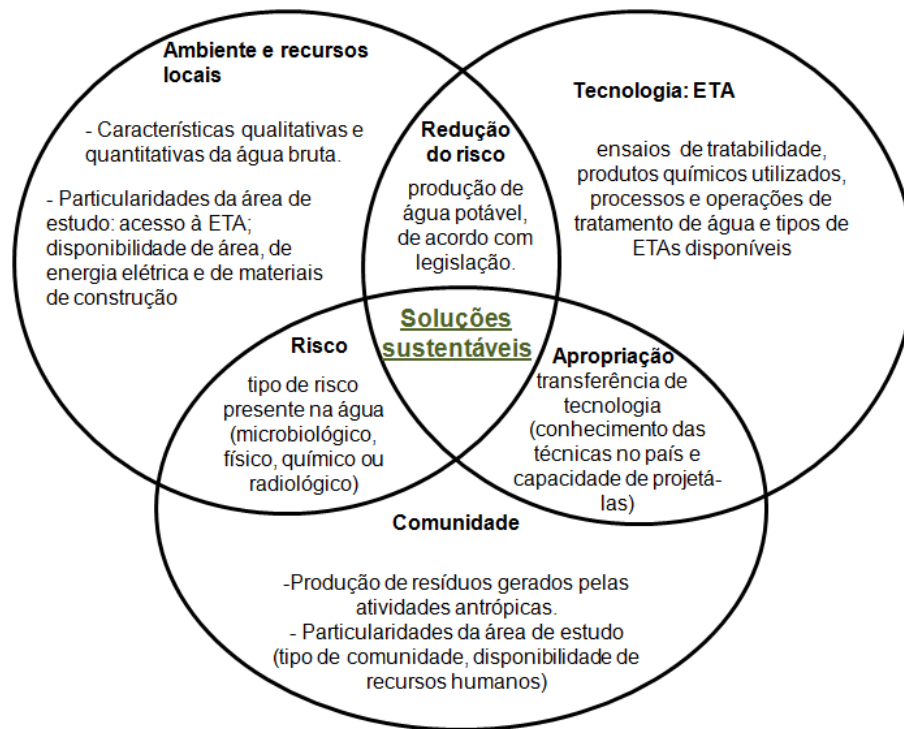


Figura 1. Visão sistêmica para seleção sustentável das ETAs (Adaptado de Sabogal Paz e Di Bernardo, 2006).

A seleção da tecnologia deve satisfazer três conceitos fundamentais (Di Bernardo e Sabogal Paz, 2008):

- 1) múltiplas barreiras;
- 2) tratamento integrado;
- 3) tratamento por objetivos.

Os conceitos de múltiplas barreiras e tratamento integrado sugerem a necessidade da existência de mais de uma etapa de tratamento para alcançar as condições de baixo risco. Essas barreiras devem estar combinadas (integradas) visando produzir a remoção dos contaminantes na produção de água de qualidade satisfatória, promovendo uma máxima

proteção contra agentes de veiculação hídrica (Solano, 2000). A estratégia de tratamento por objetivos considera que cada fase de tratamento possui metas específicas de remoção relacionada a algum tipo de risco (Galvis et al., 1998).

As tecnologias utilizadas para clarificação de água bruta são resultado da integração dos processos unitários de coagulação, floculação, sedimentação, adsorção, flotação e filtração. Dentro desse contexto, o esquema representado na Figura 2 mostra algumas tecnologias consolidadas para o tratamento de água em suas diversas etapas.

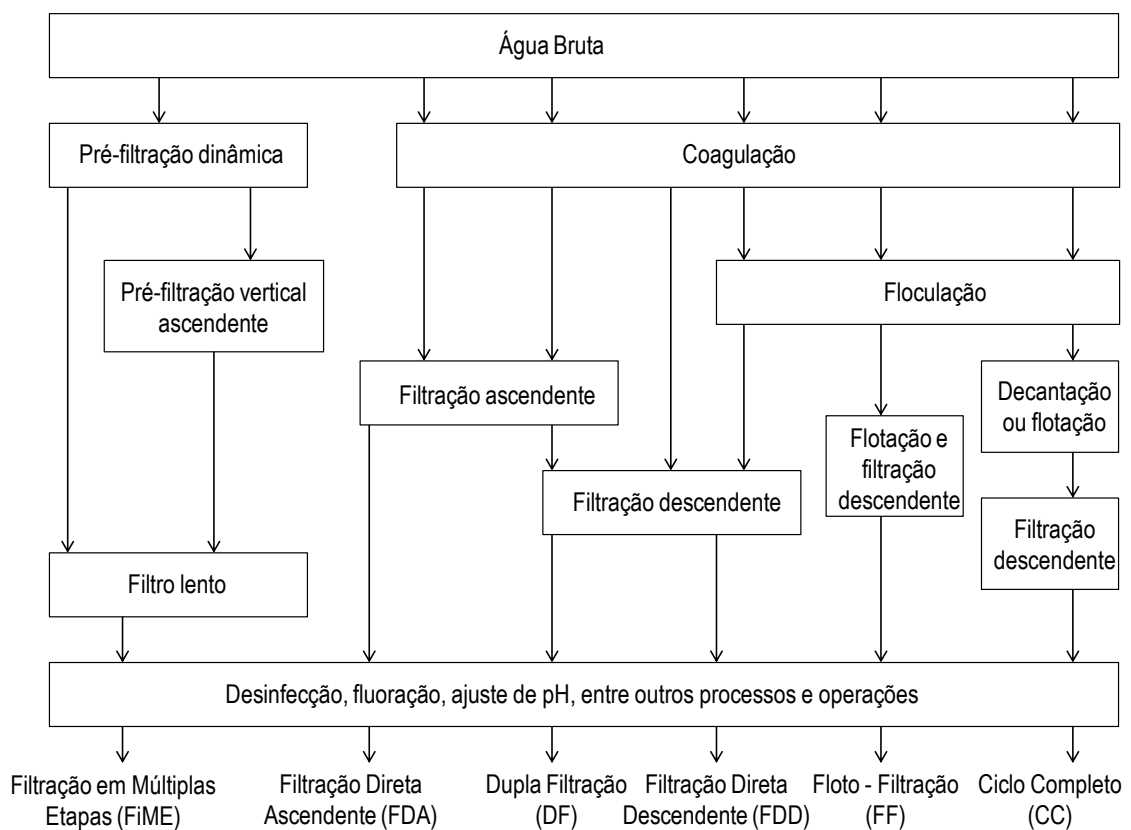


Figura 2. Principais tecnologias de tratamento de água para consumo humano (Adaptado de Di Bernardo e Sabogal Paz, 2008).

No processo de ciclo completo, a coagulação geralmente é conduzida com a utilização de sais de alumínio ou ferro, em unidades de mistura rápida e a floculação com polímeros hidrossolúveis ocorre em reatores de mistura lenta. Essa configuração de tratamento também possui uma etapa de separação sólido/líquido antes da passagem em filtros de areia com o objetivo de aumentar o tempo de corrida dos filtros, diminuindo a frequência de retrolavagens.

A configuração do sistema de ciclo completo respeita os princípios de tratamento integrado, com múltiplas barreiras e com objetivos definidos para cada etapa. A etapa de separação sólido/líquido (sedimentação ou flotação) antes da filtração reduz a turbidez e a concentração de sólidos na água, evitando a sobrecarga dos filtros de areia. Além de uma maior eficiência na redução de turbidez dentro do sistema completo, essa tecnologia proporciona uma frequência reduzida de retrolavagens do filtro de areia, evitando paradas desnecessárias na operação.

Segundo o IBGE (2002), há dez anos, 70 % do volume de água tratada e distribuída no Brasil era decorrente do tratamento de ciclo completo.

2.1.3. Situação Nacional do Abastecimento Público de Água

A universalização do abastecimento de água em âmbito nacional, prevista na Política Nacional de Saneamento Básico (Lei Federal 11.445/2007), enfrenta desafios que vão desde a escassez qualitativa e quantitativa de água, até problemas de infraestrutura de tratamento e distribuição.

Em regiões de grande densidade populacional e intensa atividade industrial, como no caso das regiões metropolitanas, os problemas de abastecimento de água estão relacionados com a utilização de fontes hídricas comuns pelas diversas atividades que demandam água, resultando em conflitos pelo uso da água. Além disso, nos grandes aglomerados urbanos, o uso dos mananciais para abastecimento urbano se dá, usualmente, por meio de sistemas integrados, atendendo várias sedes municipais, resultando em maior complexidade de planejamento, execução e operação dos sistemas.

Por outro lado, em municípios pequenos, com urbanização descentralizada e baixa densidade populacional, apesar da necessidade de sistemas de abastecimento de água tecnicamente mais simples, sua operacionalização muitas vezes é dificultada por questões institucionais ou limitações de ordem econômico-financeira. Por exemplo, em regiões com grande potencial hídrico, como a região amazônica, existem problemas de abastecimento relacionados com a precariedade de infraestrutura.

Estudos recentes da Agência Nacional de Águas (ANA, 2010) apontaram as seguintes peculiaridades:

1. 61 % dos municípios brasileiros são abastecidos por mananciais superficiais, os quais sofrem variações de qualidade devido a ações antrópicas e sazonalidade, necessitando muitas vezes de tecnologias de tratamento mais complexas e eficientes;
2. A capacidade total dos sistemas produtores instalados e em operação no País é de, aproximadamente $587 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, bastante próxima às demandas máximas atuais (em torno de $543 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$),
3. As regiões Norte e Nordeste são as que possuem, as maiores necessidades de investimento em sistemas produtores de água (mais de 59 % das sedes urbanas). Isto reflete a precariedade dos sistemas produtores de água de pequenos municípios e a escassez hídrica da região do semi-árido.

Os estudos da ANA estimam um crescimento de 35 % na demanda nacional por água tratada até 2025 (Tabela 3). Ainda, 55 % dos municípios brasileiros, equivalente a 73 % da demanda de água do País, poderiam ter abastecimento deficitário até o ano de 2015. Deste montante, 84 % dos municípios necessitam de adequação do sistema produtor de água, enquanto o restante apresenta um déficit recorrente do manancial utilizado. São estimados investimentos da ordem de R\$ 22,2 bilhões até 2025 para adequação dos sistemas produtores de água potável.

Tabela 3. Estimativa de crescimento na demanda nacional e por regiões geográficas de água tratada (adaptado de ANA, 2010).

| Demandas médias para abastecimento urbano | | | | | | |
|--|--|----------|--------------|---------|-----|---|
| Ano | Demanda por região geográfica ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) | | | | | Total Brasil ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) |
| | Norte | Nordeste | Centro-Oeste | Sudeste | Sul | |
| 2005 | 34 | 115 | 33 | 247 | 65 | 494 |
| 2015 | 45 | 136 | 39 | 275 | 75 | 570 |
| 2025 | 54 | 151 | 44 | 298 | 83 | 630 |

2.2. Princípios físico-químicos no tratamento de água

As impurezas contidas nas águas e efluentes urbanos e industriais encontram-se dissolvidas, suspensas ou em estado coloidal. O tratamento inclui uma etapa físico-química com o objetivo de promover a agregação das impurezas na forma de suspensões finas ou estado coloidal, formando unidades de maior tamanho (coágulos e flocos) que são removidos em um processo de separação sólido/líquido via sedimentação, flotação ou filtração.

A Figura 3 apresenta de forma esquemática as principais diferenças entre colóides e partículas suspensas.

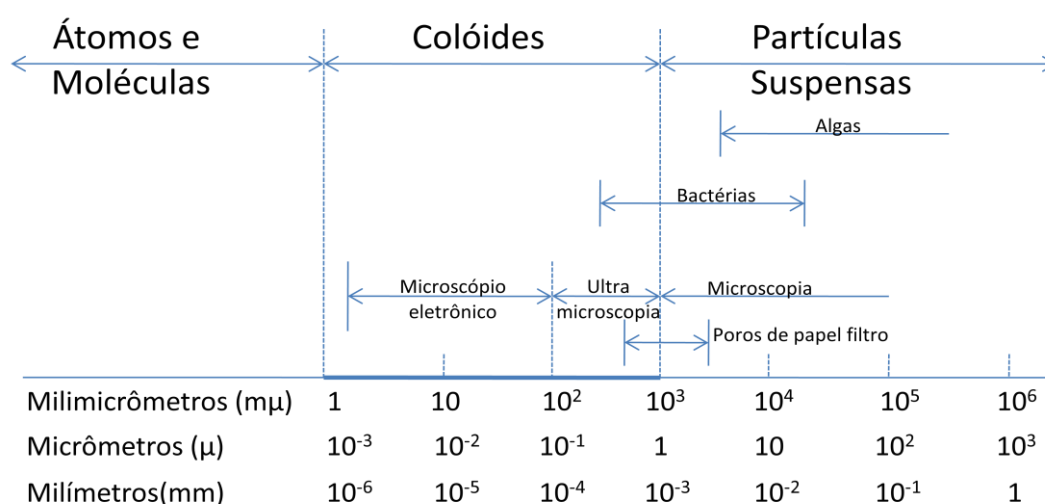


Figura 3. Esquema ilustrativo de diferenças de colóides e partículas suspensas (Fonte: Claas e Maia, 2003).

As partículas coloidais geralmente apresentam, em meio aquoso, carga superficial que pode ser originária da (Kitchener, 1978):

1. Ionização de grupos superficiais. Exemplos: óxidos e hidróxidos;
2. Imperfeição (ou substituição) da estrutura cristalina da superfície do sólido. Exemplo: Argilas Fe/Al/Mg;
3. Adsorção específica de íons: Exemplo: íons determinadores de potencial (ou carga) e íons adsorvidos quimicamente;
4. Solubilização diferenciada entre cátions e ânions. Exemplo: AgI, CaCO₃, etc.

O potencial superficial dos colóides, a distribuição de íons em solução e os efeitos térmicos levam a formação da dupla camada elétrica, mostrada na Figura 4.

A estabilidade dos sistemas coloidais pode ser explicada, em partes, pelo 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), conhecida como teoria DLVO, em homenagem a Derjaguin-Landau e Verwey-Overbeek, dupla de cientistas russos e holandeses, respectivamente, que nos anos 40 desenvolveram independentemente essa teoria. Contudo, a partir da década de 1980, com o desenvolvimento de técnicas mais avançadas (microscópio de força atômica, por exemplo) foi possível obter resultados das forças superficiais em meio aquoso, que evidenciaram a existência de forças adicionais, de hidratação (força repulsiva) e hidrofóbica (força atrativa muito maior que as forças de van-der-Waals), que não eram previstas pela teoria clássica. A inclusão de energia devido a essas forças, também conhecidas como forças estruturais, resultou num conceito mais moderno denominado teoria DLVO estendida (extended DLVO theory), ou, mais simplificada, X-DLVO (Yoon e Ravishankar, 1994; Lins e Adamian, 2000).

A dupla camada elétrica é modelada como sendo composta por duas regiões separadas pelo Plano de Stern (PS). A camada interna é conhecida como Camada de Stern e a externa como de Gouy-Chapman ou camada difusa. Na presença de íons que se adsorvam especificamente pelo mecanismo químico, define-se a presença de dois outros planos: o plano interno de Helmholtz (PIH), com potencial ϕ_I , e o plano externo de Helmholtz (PEH), com potencial ϕ_E . No PIH ocorre a adsorção específica de íons pelo mecanismo químico.

Pela dificuldade de determinação do potencial elétrico superficial da partícula, é comum, na prática, medir o potencial no plano de cisalhamento, situado entre a partícula em movimento e o líquido circundante. O potencial neste plano é conhecido como Potencial Zeta (ϕ_ξ) ou potencial eletrocinético (Figura 4).

A adsorção de co-íons, íons com carga de igual sinal ao da superfície da partícula, é responsável pela formação da dupla camada elétrica e conformam a camada difusa, afastada da superfície.

A adsorção de contra íons, caso mais comum, diminui o potencial elétrico no plano de cisalhamento ou zeta e não o potencial superficial. Esses íons adsorvem-se no PEH pelo mecanismo eletrostático, e dependendo da concentração podem neutralizar completamente o potencial eletrocinético do colóide (ϕ_ξ).

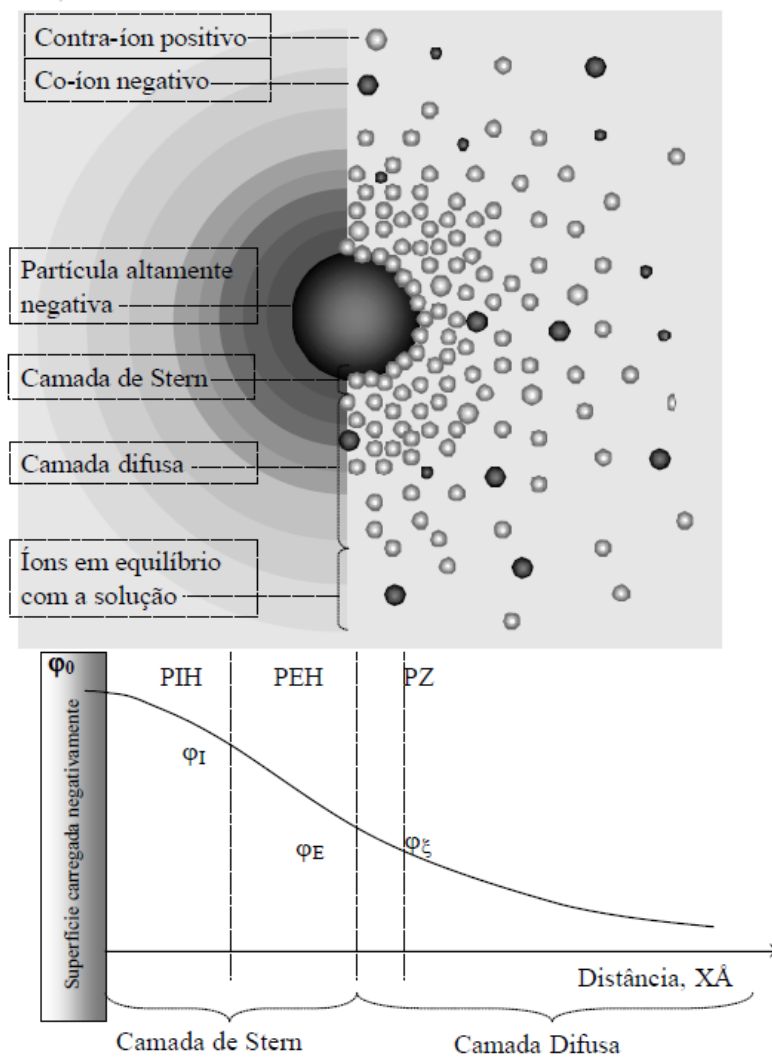


Figura 4. Representação esquemática do modelo da dupla camada elétrica e dos planos de adsorção. (Fonte: <http://www.zeta-meter.com/redchile.pdf>).

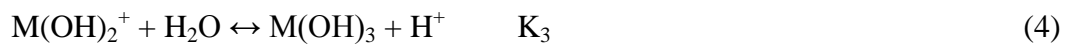
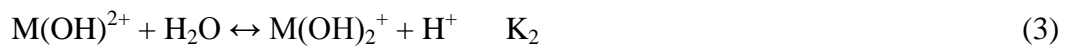
Em águas brutas de mananciais utilizados para abastecimento público, o sistema coloidal é geralmente formado por partículas minerais ultrafinas, como sílica e argilas, matéria de origem vegetal, macromoléculas e microrganismos patogênicos, como algumas bactérias e vírus (Richter e Azevedo Netto, 1991).

A desestabilização dos sistemas coloidais pode ser realizada através da adição de eletrólitos inorgânicos (sais), polímeros floculantes naturais ou sintéticos, tensoativos e óleos, ocorrendo a agregação ou aglomeração (no caso de óleos) das partículas ultrafinas ou coloidais (< 1 nm) formando unidades maiores (flocos) que viabilizam tecnicamente os métodos de separação. No tratamento de águas geralmente são utilizados reagentes coagulantes na desestabilização dos coloides e partículas suspensas, na maioria dos casos, sais

de alumínio ou ferro III e, quando necessários, auxiliares de floculação com objetivo de formar flocos maiores e diminuir o número de partículas.

2.2.1. Processo de coagulação com sais hidrolisáveis

Os sais mais utilizados na coagulação para tratamento de águas são os formados por cátions de ferro III e alumínio III, principalmente na forma de cloretos ou sulfatos. Esses sais formam produtos de hidrólise (precipitados coloidais), conforme mostrado nas equações (2 – 5) abaixo, onde M é o cátion metálico do sal:



A solubilidade do hidróxido metálico precipitado é definida pela Equação 6, onde K_s é o produto de solubilidade do hidróxido metálico:



Nesses sistemas, as espécies encontram-se em equilíbrio dependendo do valor do pH e da concentração inicial. Baseado nas constantes das reações de hidrólise para sais de alumínio e na constante de solubilidade do hidróxido precipitado, Duan e Gregory (2003) reportaram um diagrama (Figura 5) que mostra a fração molar dos vários produtos de hidrólise solúveis em equilíbrio com o precipitado amorfo.

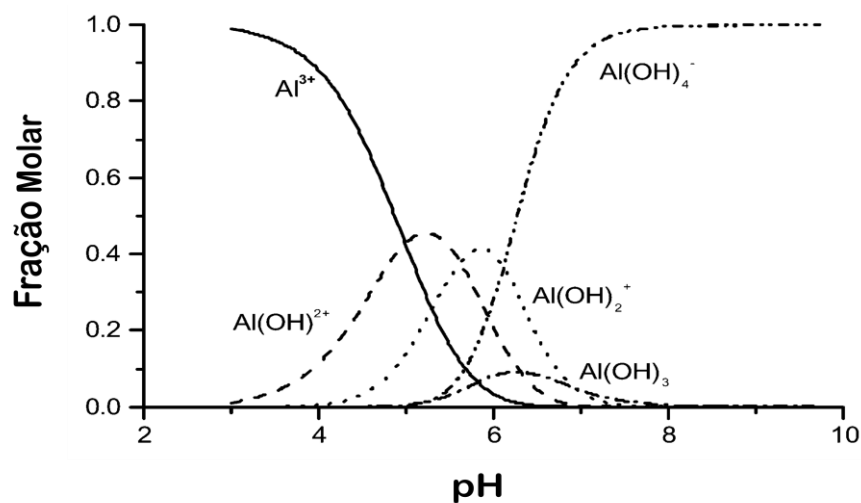


Figura 5. Distribuição (fração molar) dos produtos de hidrólise de sais de alumínio em função do pH do meio (Fonte: Duan e Gregory, 2003).

De acordo com esse diagrama, a maior concentração do precipitado coloidal se encontra em pH próximo a 6.2, destacando que em pH acima de 8 predomina a espécie aniônica Al(OH)_4^- , a qual teoricamente não interage com os coloides negativos eletrostaticamente.

A coagulação das partículas com sais hidrolisáveis de alumínio ocorre por dois mecanismos distintos, neutralização de cargas superficiais e pelo efeito de varredura (sweep aggregation). O primeiro devido à neutralização do potencial zeta das partículas via adição de contraíons e o último ocasionado pelo aprisionamento das partículas no interior dos precipitados amorfos dos hidróxidos (Amirtharajah e Mills, 1982; Di Bernardo, 1993; Duan e Gregory, 2003; Oliveira e Rubio, 2011).

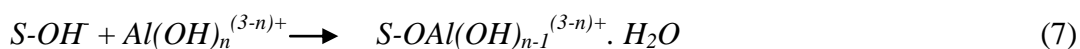
Estudos de coagulação de partículas suspensas e coloidais são amplamente descritos na literatura (Letterman e Vanderbrook, 1983; Lu et al., 1998; Rossini et al., 1999; Svarovsky, 2000; Dobiás e Stechemesser, 2005; Koopal, 2005; Boström et al., 2006; Yates et al., 2008) utilizando diferentes sistemas e, principalmente, eletrólitos coagulantes como sais de íons cloreto ou sulfato, ferro ou alumínio.

No Hemisfério Sul, os mais utilizados são os sais de alumínio, proibidos na Europa e que quando dissolvidos sofrem reações de hidrólise com produção de Al(OH)^{2+} , Al(OH)_2^+ , Al(OH)_3 e Al(OH)_4^- ou, em alguns casos, espécies mais complexas como $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$ e $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ (Van Benschoten e Edzwald, 1990).

A natureza, a solubilidade e as cargas dos produtos das reações de hidrólise, em diferentes valores de pH, causam a coagulação produto de adsorções dos produtos de hidrólise sobre as partículas negativas e conseqüente neutralização de cargas superficiais. Este tipo de adsorção é, normalmente, elucidado com base em modelos de complexação, onde são formados complexos entre os íons hidroxila e íons alumínio sobre a superfície de partículas contendo espécies carregadas.

Os mecanismos e parâmetros envolvidos na coagulação têm sido avaliados por diversos pesquisadores (Ching et al., 1994, McFarlane et al., 2005, Xiao et al., 2009, Xiao et al., 2008). De acordo com Duan e Gregory (1996), embora a adsorção do cátion possa envolver mecanismos de trocas iônicas (particularmente em baixos valores de pH), a formação de um complexo de alumínio na superfície, normalmente, prevalece em uma faixa de pH entre 3 – 10. Assim, quando as partículas com grupos hidroxila são misturadas com

espécies hidrolisadas de íons alumínio, reações de complexação na superfície podem ser representadas pela Equação 7, onde S- representa a superfície da partícula.



Os produtos de hidrólise dos íons alumínio formam estruturas tridimensionais complexas (também denominados na literatura como complexos poliméricos, por analogia às cadeias poliméricas) constituídas por sítios ativos e massas esponjosas, estas interagem com outras partículas e/ou agregados em suspensão e, quando em operações de sedimentação, ocasionam um efeito de “varredura” caracterizando o mecanismo denominado sweep aggregation ou sweep flocculation (também análogo aos mecanismos de floculação), onde as partículas em suspensão são arrastadas por estes agregados potencializando as eficiências de agregação e separação sólido/líquido. Nos processos de tratamento de águas de abastecimento público, a alcalinidade por íons hidroxila (OH-) assume fundamental importância no desenvolvimento da sweep aggregation que, frequentemente, é o mecanismo mais atuante nos processos de coagulação (Amirtharajah e Mills, 1982; Shaw, 1992; Di Bernardo, 1993; Dobiás e Stechemesser, 2005).

2.2.2. Floculação com polímeros hidrossolúveis

A floculação em suspensão pode ser definida como processo de agregação de partículas, amplamente utilizado em diversas áreas industriais como, por exemplo, na indústria do papel, no processamento mineral, no tratamento de drenagem ácida de minas (DAM) e no tratamento de águas e efluentes líquidos (Da Rosa e Rubio, 2003; Silva e Rubio, 2009; Oliveira e Rubio 2011).

A principal utilização de polímeros orgânicos no tratamento de água é no aumento da taxa de sedimentação dos agregados quando um sal de alumínio ou ferro tem sido usado como o principal coagulante (Bolto e Gregory, 2007). Esses autores reportam como vantagens do uso de polímeros no tratamento de água uma menor concentração de coagulantes requerida, a redução do volume de lodo produzido e menores níveis de alumínio e carga iônica na água tratada.

No entanto, há algumas desvantagens no uso de polieletrólitos sintéticos catiônicos como floculantes no tratamento de água. Além do baixo grau de biodegradabilidade, a toxicidade potencial do monômero tem levado a limitações de dose e/ou residuais na água tratada. Existem normas rigorosas para o uso de polieletrólitos sintéticos para tratamento de

água potável na Suíça e no Japão por causa de seus incertos efeitos em longo prazo na saúde humana (Graham et al., 2008). No Brasil o limite para concentração residual de acrilamida (monômero) estabelecido pela Portaria MS nº 2914/2011 é de $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Os mecanismos envolvidos na floculação são decorrentes de adsorções das cadeias poliméricas que ocorrem quando afinidades, entre ambas (cadeias e partículas) são estabelecidas de forma suficiente para exceder a perda de entropia associada à adsorção do polímero que assumirá uma configuração mais restrita do que a adquirida quando livre em solução. Esta afinidade não requer grandes níveis, porém, deve ser suficiente para que muitos pontos das cadeias poliméricas possam interagir com os sítios ativos da superfície da partícula e, assim, não permitir uma dessorção total do polímero (Kitchener, 1972; Bolto e Gregory, 2007).

As forças de interação entre os polímeros e as partículas em solução podem ser, de natureza eletrostática, por pontes de hidrogênio ou de ligações iônicas. Assim, os diferentes mecanismos de interação entre partículas e cadeias poliméricas são estabelecidos e sucedidos pelos fenômenos que contemplam a floculação resultando na formação dos flocos (Kitchener, 1972; Rubio e Kitchener, 1976; Hunter, 2001; Bratby, 2006; Bolto e Gregory, 2007; Fler, 2010; Oliveira e Rubio, 2011) via diferentes interações, sendo os mais consagrados e bem aceitos na literatura, os mecanismos de formação de pontes, neutralização patch, dual flocculation e depletion flocculation. No tratamento de águas e efluentes líquidos, o mecanismo de depletion flocculation não apresenta grandes aplicações, por demandar grandes concentrações do polímero, inviabilizando econômica e ambientalmente as operações (Oliveira e Rubio, 2011).

Para serem usados em operações de floculação, os polímeros devem ser hidrossolúveis e as principais características governantes dos mecanismos de floculação são o peso molecular e a densidade de cargas dos polímeros. De acordo com Bolto e Gregory (2007) polímeros com grande massa molar ($> 10^6 \text{ g.mol}^{-1}$) e baixa densidade de cargas favorecem o mecanismo de pontes poliméricas. Enquanto os polímeros com alta densidade de cargas favorecem o mecanismo de neutralização patch.

Mecanismo de pontes poliméricas

De acordo com Kitchener (1972), a formação dos flocos pelo mecanismo de pontes poliméricas envolve, pelo menos, os seguintes estágios: Difusão das macromoléculas

poliméricas da fase aquosa para a interface sólido/líquido em condições hidrodinâmicas semiturbulentas (**Erro! Fonte de referência não encontrada..a**); adsorção das macromoléculas na interface partícula/solução (**Erro! Fonte de referência não encontrada..b**); conformação (configuração) das cadeias poliméricas formando caudas, laços e trens com formação de flocos primários (**Erro! Fonte de referência não encontrada..c**) e crescimento dos flocos primários sob condições de agitação lenta formando flocos maiores, denominados flocos secundários (**Erro! Fonte de referência não encontrada..d**).

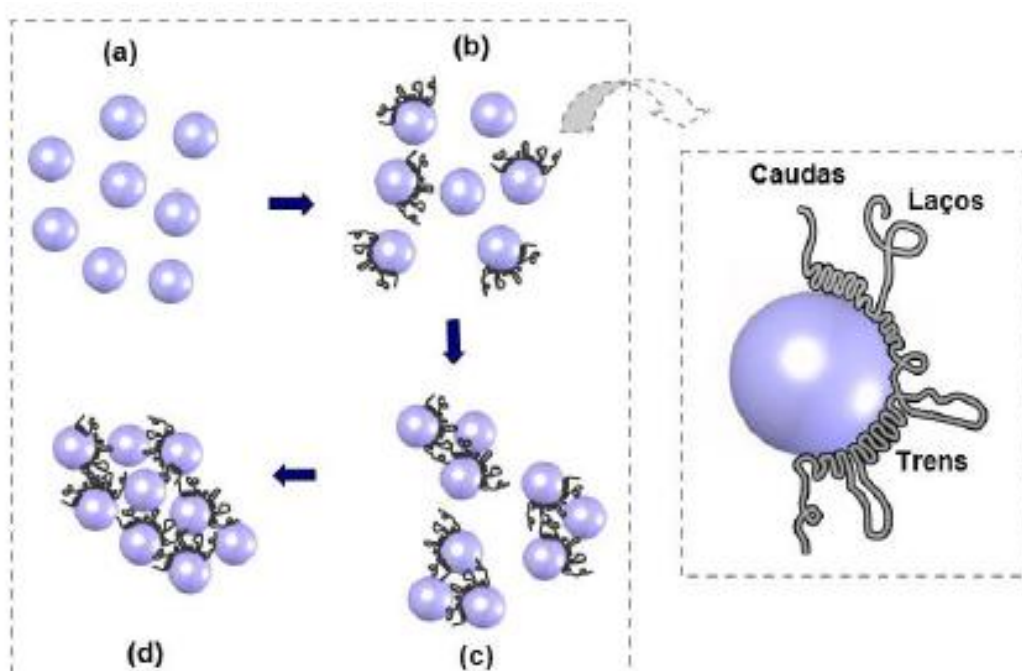


Figura 6. Descrição esquemática dos mecanismos de adsorção e floculação por pontes: conformação do polímero em trens, caudas e laços depois da adsorção na interface partícula/solução. (a) difusão das macromoléculas; (b) adsorção e conformação das cadeias; (c) formação dos flocos primários; (d) crescimento dos flocos (Kitchener, 1972).

Mecanismo de neutralização patch

Outro mecanismo bem reportado na literatura é denominado neutralização ou adsorção *patch* que é, normalmente, observado em sistemas constituídos de polímeros de elevada densidade de carga catiônica e partículas aniônicas em suspensão. Nestes sistemas, a elevada energia de interação entre as cadeias poliméricas e as partículas de cargas opostas favorece uma configuração branda do polímero, que se adsorve de forma plana sobre a superfície das partículas, reduzindo o mecanismo de conformação das cadeias poliméricas. Assim, por

motivos geométricos, as cadeias se adsorvem de forma plana em algumas áreas (*patches*) da superfície e neutralizam estes sítios promovendo uma desestabilização e aproximação das partículas que, agora, através de pequenos segmentos de cadeias livres em direção à solução, podem interagir com um sítio de carga oposta (sem polímero) em outra partícula, proporcionando uma floculação (Kitchener, 1972; Hunter, 2001, Tripathy e De, 2006; Bolto e Gregory, 2007; Oliveira e Rubio, 2011). A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** mostra um esquema deste mecanismo de interação eletrostática *patch*.

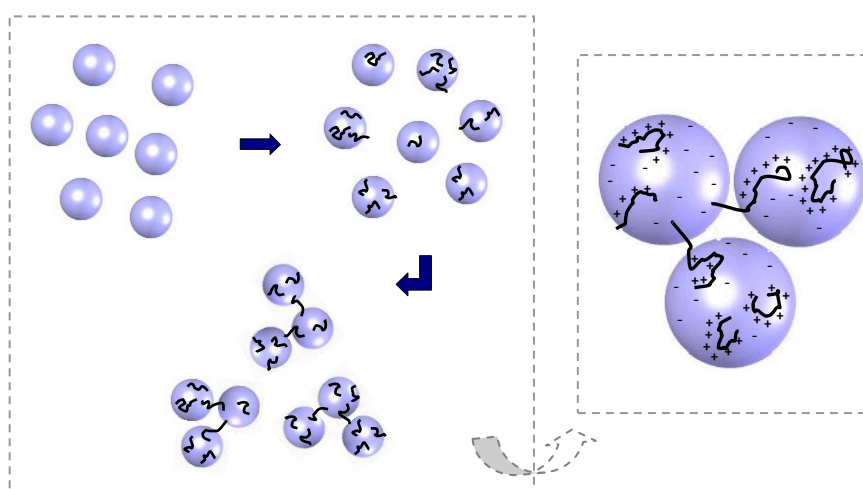


Figura 7. Esquema do mecanismo de interação eletrostática “*patch*” (Fonte: Oliveira, 2010).

Embora o alto peso molecular seja frequentemente citado como um requisito para a floculação por pontes poliméricas, as controvérsias ainda existem entre os mecanismos de neutralização *patch* e pontes poliméricas, em relação à sua importância relativa nos sistemas contendo colóides e polímeros de carga oposta. Muito pouco se sabe atualmente sobre a comparação quantitativa desses efeitos em processos de floculação.

Mecanismo de sensibilização ou coagulação-floculação

A sensibilização é um mecanismo de agregação que ocorre pela combinação dos mecanismos de coagulação e floculação por intermédio da adição de coagulantes que reduzem a repulsão eletrostática entre as partículas e favorecem a adsorção do polímero, subsequentemente adicionado ao sistema (Kitchener, 1972, Oliveira e Rubio, 2011). Essa técnica é amplamente aplicada no setor industrial contribuindo para elevadas eficiências nas operações de separação sólido-líquido, principalmente, no tratamento de águas e efluentes líquidos (Hester e Harrison, 1995; Svarovsky, 2000; Rubio et al., 2002a; Metcalf e Eddy,

2003; Salvato et al., 2003; Dobiás e Stechemesser, 2005; Rubio et al., 2007; Oliveira, 2011).

A Figura 8 ilustra o mecanismo de coagulação-floculação (sensitização).

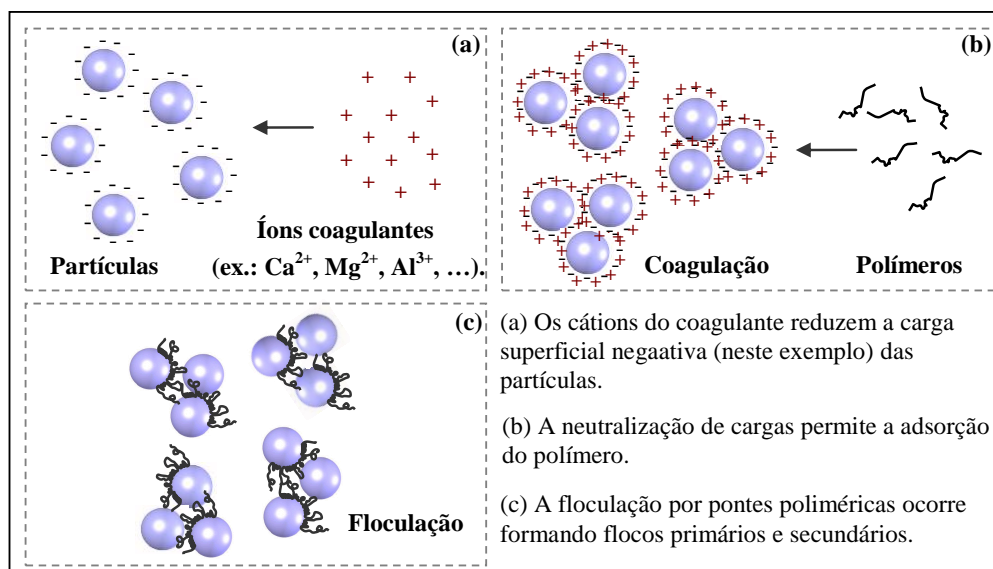


Figura 8. Esquema das etapas do mecanismo de sensitização (coagulação-floculação) (Fonte: Oliveira, 2011).

2.2.3. Reatores de coagulação/floculação

As etapas de coagulação e floculação de uma ETA ocorrem em reatores de mistura, os quais podem ter a agitação promovida por dispositivos mecânicos, hidráulicos ou especiais. Essas operações são conduzidas em duas etapas distintas:

1. Mistura rápida, para difusão dos reagentes e favorecimento de colisões e interações entre as espécies coagulantes e os coloides da água bruta, promovendo a desestabilização do sistema coloidal;
2. Mistura lenta, a qual deve ter um gradiente de velocidade (G) e tempo de residência (T_r) adequados para possibilitar o crescimento dos agregados, seja pelos mecanismos de floculação polimérica (utilização de polímeros flocculantes) ou com precipitados coloidais resultantes da hidrólise dos sais metálicos (coagulantes). Na etapa de mistura lenta, deve haver um cuidado especial no grau de agitação do sistema, representado pelo G , para que não ocorra a quebra dos agregados. Os parâmetros hidrodinâmicos de mistura (G e T_r) devem ser

otimizados experimentalmente em instalações com reatores estáticos (jarteste ou flotatete) ou em instalações piloto de escoamento contínuo (Di Bernardo e Sabogal Paz, 2008).

2.3. Técnicas de separação sólido/líquido na clarificação de água bruta

Seguindo a sequência do processo de tratamento de água por ciclo completo, após as etapas de agregação, a água com as partículas (agregados) em suspensão, é submetida a uma etapa de separação sólido/líquido, antes de ser encaminhada aos filtros. O objetivo dessa operação pré-filtração vem dos conceitos de múltiplas barreiras, tratamento integrado e tratamento por objetivos. A utilização de uma etapa de clarificação antes dos filtros de areia proporciona um tempo de corrida dos filtros maior (menor frequência de paradas para retrolavagem dos filtros), aumentando a eficiência dos mesmos. As técnicas mais utilizadas para clarificação de água em ETA's são a sedimentação e a flotação por ar dissolvido (FAD).

A técnica de sedimentação utiliza a força da gravidade sobre as partículas em suspensão na massa líquida. A velocidade de sedimentação das partículas depende, entre outros fatores, do tamanho da partícula e das densidades da partícula e do líquido, e que segue a Lei de Stokes (Equação 8). Portanto, a formação de agregados grandes e densos e a utilização de uma vazão de escoamento reduzida, de maneira que proporcione um regime laminar, são fatores que favorecem a eficiência da técnica de sedimentação.

Assim, muitas vezes existe a necessidade da utilização de reagentes adicionais e grandes tempos de residência nos sistemas de agregação, para aumentar o tamanho e a densidade dos flocos e obter uma velocidade de sedimentação satisfatória. Ainda, para proporcionar regime laminar de escoamento, o fluxo de água no interior dos tanques de sedimentação deve ser reduzido, o que confere à técnica uma taxa de aplicação superficial baixa, sendo necessária a ocupação de grandes áreas para a bacia de sedimentação.

$$V_s = \frac{2}{9} \frac{r^2 g (\rho_p - \rho_f)}{\eta} \quad (8)$$

onde:

V_s é a velocidade de sedimentação da partícula;

r é o raio da partícula;

g é a aceleração da gravidade;

ρ_p é a densidade da partícula;

ρ_l é a densidade do líquido;

η é a viscosidade do líquido.

A técnica de flotação por ar dissolvido (FAD) utiliza microbolhas de ar, geradas pela despressurização de uma corrente de reciclo, previamente saturada com ar a altas pressões (4 – 6 atm). Essas microbolhas interagem e aderem na superfície das partículas, reduzindo, e muito, a densidade do agregado bolha-partícula (menor do que o meio aquoso). A força motriz de separação nesse caso é a força de empuxo dos agregados bolha-partícula e, dependendo da densidade (leveza), apresentam velocidades de ascensão maiores em módulo, se comparadas às velocidades de sedimentação comumente observadas nos sistemas de tratamento de água que utilizam essa técnica.

Uma abordagem mais detalhada das vantagens e desvantagens da utilização de FAD ou sedimentação no tratamento de água pode ser observada na sequência desse trabalho.

2.3.1. Flotação

Flotação é um processo de separação gravitacional no qual ar ou bolhas de gás são aderidas a partículas sólidas. Os aglomerados bolha-partícula têm uma densidade menor que o líquido e ascendem para superfície, onde são acumulados na forma de lodo flotado. O sucesso do processo depende, entre outros, da geração de bolhas em quantidade e tamanhos adequados ao processo e da adesão das bolhas às partículas sólidas (Bratby e Marais, 1977).

Flotação teve seu início no processamento mineral, no qual tem sido usado por longo tempo em aplicações de separação sólido/sólido usando espumas estáveis para separar seletivamente misturas de diferentes minerais (Kitchener, 1985). O uso de flotação no tratamento de águas e efluentes requer algumas diferenças nas características dos equipamentos e de outras variáveis do processo em comparação com a aplicação no tratamento de minérios.

Rubio et al. (2002a) apresentaram as principais diferenças da flotação de minérios e da flotação aplicada ao tratamento de águas e efluentes. A seguir são descritas algumas dessas variações.

1. Bolhas de tamanho médio a grande (300 – 1500 μm) são ótimas para flotação de minérios em função do tamanho de partículas a separar e as micro-bolhas (< 100 μm) encontram aplicações na separação sólido/líquido ou líquido/líquido. Como no tratamento de água ou efluentes as partículas a serem removidas são extremamente pequenas ou até mesmo coloidais, são utilizadas micro-bolhas;
2. Como as espécies a serem flotadas no tratamento de água e efluentes são usualmente agregados coloidais ao invés de sólidos dispersos, altas taxas de cisalhamento devem ser evitadas para que não haja destruição dos frágeis agregados. Isso é de grande importância na clarificação de efluentes e introduz problemas distintos não previamente encontrados na flotação de minérios;
3. O teor de sólidos suspensos. As micro-bolhas não flotam partículas densas e grandes, especialmente em altas concentrações de sólidos (4 – 5 %, em massa);
4. O tipo de separação: sólido/sólido/líquido em processamento mineral e sólido/líquido, sólido/líquido1/líquido2 ou líquido/líquido em tratamento de água e efluentes;
5. Na flotação de minérios é necessário produzir uma espuma estável na superfície livre da célula de flotação. Em aplicações no tratamento de água e efluentes uma espuma estável não é necessária.

Nessa dissertação será abordada a técnica de flotação por ar dissolvido com bolhas geradas com o uso de bomba multifásica (FAD-B) aplicada ao tratamento de águas. Técnicas de flotação convencionais e emergentes como a eletro-flotação (EF), flotação por ar induzido (FAI), flotação em coluna, flotação Jet, flotação centrífuga e flotação por cavitação de ar foram amplamente discutidas em outros trabalhos (Rubio et al., 2002; Tessele et al., 2004).

2.3.1.1. Flotação por Ar Dissolvido (FAD)

O processo de FAD no tratamento de água para abastecimento atua na separação sólido-líquido após o pré-tratamento de coagulação/floculação. Muitos autores (Zabel, 1985; Edzwald, 1993, 2001, 2006; Hall et al., 1995; Ferguson et al., 1995; Reali e Campos, 1995; Dombroski et al., 1996; Tessele et al., 2005; Rubio et al., 2007) demonstraram que FAD é eficiente na clarificação de águas com turbidez baixa e alto níveis de cor e na remoção de algas, e protozoários Giardia e Cryptosporidium.

Vários autores (Hyde, 1975; Packham e Richards, 1975; Melbourne e Zabel, 1976; Rees et al., 1979; Mouchet, 1983; Zabel, 1985; Reali, 1991; Dombroski, 1996; Reali e Marchetto, 2001; Schofield, 2001; Rubio et al., 2002a; Rodrigues e Rubio, 2007; Edzwald, 2010) apontam as seguintes vantagens da técnica FAD no tratamento de águas:

1. O lodo produzido contém alto teor de sólidos, dispensando unidades adicionais de espessamento de lodo (Zabel, 1985; Reali, 1991; Reali e Marchetto, 2001);
2. Constitui um processo de alta taxa ($> 10 \text{ m.h}^{-1}$) e requer menores tempos de floculação, resultando em unidades compactas (Zabel, 1985; Dombroski, 1996; Reali e Marchetto, 2001);
3. Requer uma dosagem menor de reagentes em comparação com a sedimentação (Mouchet, 1983; Reali e Marchetto, 2001);
4. As microbolhas podem remover parte das substâncias voláteis ocasionalmente presentes na água a ser tratada (Reali, 1991; Reali e Marchetto, 2001; Costa, 2003);
5. Maior remoção de sólidos suspensos, particularmente dos sólidos finos (80 – 90%) (Schofield, 2001);
6. Melhor remoção de algas (50 – 80 %) com altas cargas hidráulicas (Schofield, 2001; Edzwald, 2010);
7. Rápido “*start-up*” e capacidade de suportar paradas periódicas (Schofield, 2001);
8. Relativamente robusta a variações hidráulicas e de qualidade da água bruta, produzindo água clarificada de alta qualidade química e estética (Schofield, 2001; Edzwald, 2010).

Muitos pesquisadores (Hall et al., 1995; Edzwald et al., 2001; Farmerie, 2007) estudaram nas últimas duas décadas a eficiência de remoção dos protozoários *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*, causadores de epidemias relacionadas ao abastecimento de água, em plantas de tratamento que utilizam a técnica de flotação por ar dissolvido. Edzwald et al. (2001) apontaram resultados satisfatórios para a remoção de oocistos do protozoário na saída do flotor, alcançando mais de 99 % de remoção (2 log de remoção). Quando a FAD associa-se ao filtro de areia, a remoção chegou a valores superiores a 5 log de remoção.

Apesar de todas essas vantagens, há algumas desvantagens inerentes ao processo FAD (Schofield, 2001), entre outras, destacam-se:

1. Complexidade do processo (físico-química de superfícies, processo com maior número de variáveis controláveis, sensível a variações de temperatura);
2. Requer maior necessidade de utilidades (energia elétrica e ar comprimido), aumentando os custos operacionais;
3. A célula FAD deve ser coberta e protegida da ação de intempéries para que não haja desestabilização da camada de lodo flotado.

A Figura 9 mostra as zonas de contato e de separação de uma célula FAD. O efluente das etapas de agregação e a corrente de reciclo pressurizada em vaso saturador (4 – 6 atm) são alimentados na base da zona de contato. A depressurização da corrente de reciclo em um constritor de fluxo (válvula agulha, venturi, placa de orifícios, etc.) provoca a formação de uma nuvem de microbolhas. Durante o escoamento ao topo da zona de contato, os mecanismos de interação entre as bolhas e as partículas ocasionam a formação de agregados bolha-partícula. Na zona de separação, o regime hidrodinâmico deve favorecer a separação dos agregados bolha-partícula (lodo de processo), removidos no topo, enquanto na base da célula é retirada a água tratada (Edzwald, 2006).

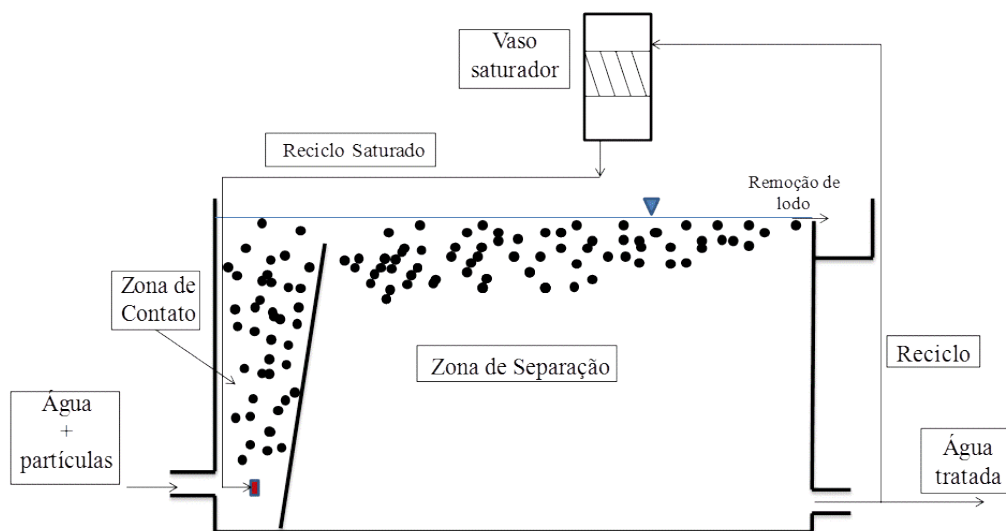


Figura 9. Diagrama esquemático da célula de FAD.

Kiuru (2001) e Rubio et al. (2002b) reportaram a evolução da tecnologia FAD a partir da primeira geração de equipamentos, chamada de sistema Sveen-Pedersen de flotação até a terceira geração, FAD em condições turbulentas. A célula de flotação Sveen-Pedersen,

desenvolvida na década de 1920, é rasa, estreita e longa, com uma taxa de aplicação hidráulica da ordem de $2 - 3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, atingindo raramente valores próximos a $5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Nesses equipamentos, a nuvem de microbolhas é extremamente fina e compreendida entre a camada de lodo flotado e a água clarificada, que flui numa direção quase horizontal. A segunda geração de equipamentos FAD foi introduzida na década de 1960, caracterizando-se por tanques mais profundos, tendo assim uma taxa de aplicação um pouco maior, chegando a valores de até $7 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Seguindo a tendência de aumento de taxa de aplicação e redução de área ocupada, a terceira geração de equipamentos surgiu na década de 1990. Nesses equipamentos a profundidade do tanque é bem maior que seu comprimento e largura. Devido às condições turbulentas de escoamento no interior da zona de separação, a nuvem de bolhas acaba dispersando-se pela zona de separação, um fluxo vertical de água clarificada atinge a base do tanque, onde há uma placa de orifícios, que separa a zona de coleta de água clarificada. De acordo com Kiuru (2001), taxas de aplicação de $25 - 40 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ podem ser atingidas por esses sistemas de FAD em condições turbulentas. Na Figura 10 são apresentados os desenhos esquemáticos de equipamentos FAD de primeira, segunda e terceira gerações.

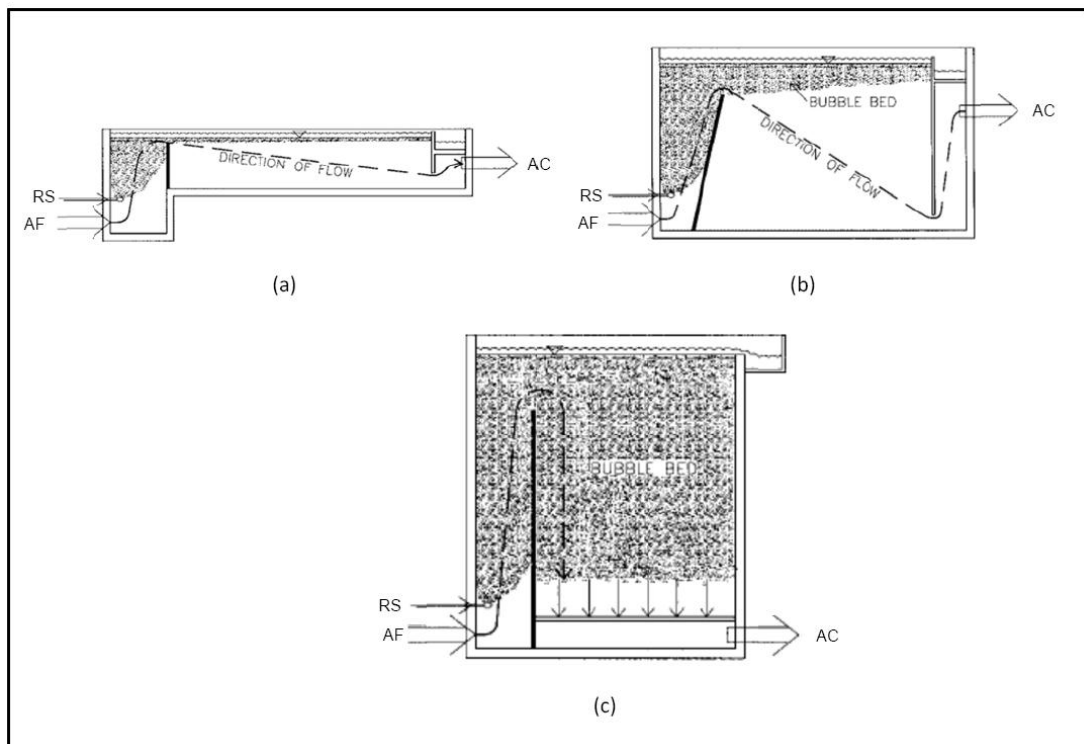


Figura 10. Evolução do “design” dos equipamentos de flotação por ar dissolvido. (a) Primeira geração: Sistema Svein-Pedersen (1920). (b) Segunda geração FAD. (c) Terceira

geração: FAD em condições turbulentas. Legenda: RS = Corrente de reciclo saturada em ar (injeção de microbolhas); AF = Alimentação de água com partículas floculadas; AC = Água clarificada. (Fonte: Adaptado de Kiuru, 2001).

Rubio et al. (2002b) ainda apontam para uma quarta geração dos equipamentos FAD, unidades FAD em contra corrente, caracterizados pela inexistência de zona de captura (zona de contato), nessas células o sistema de difusão de microbolhas se situa no meio da zona de separação. Essas células se assemelham a flotação de colunas para tratamento de minérios (Cocco-DAF) (Eades e Brignall, 1995). Ainda, Zaneti et al. (2011) e Etchepare et al. (2011) reportaram a utilização do processo floculação-flotação em coluna (FFC) no tratamento de efluentes visando reciclagem de água em lavagens de veículos.

Pesquisas recentes foram desenvolvidas visando aumentar a eficiência e a taxa de aplicação dos tanques utilizados na FAD aplicada ao tratamento de água. Reali e Patrizzi (2007) estudaram a influência da configuração da zona de contato na eficiência de remoção de cor e turbidez e Lundh et al. (2000) usaram análise computacional de dinâmica dos fluidos para analisar o fluxo na zona de separação. Ainda, Reali e Marchetto (2001) conduziram um estudo de desenvolvimento de uma célula FAD de Alta Taxa (FADAT), caracterizada pela inserção de placas planas inclinadas dispostas paralelamente no interior da zona de separação da célula, diminuindo a intensidade dos vórtex e favorecendo um fluxo laminar nessa região da célula.

De acordo com Edzwald (2010) nos últimos 20 - 25 anos ocorreram desenvolvimentos seguindo sempre a tendência a diminuir os tempos de floculação e aumentar as taxas de aplicação dos processos de floculação-flotação (Figura 11). Dentro desse contexto, Carissimi (2007) desenvolveu o Reator Gerador de Flocos (RGF[®]) e demonstrou, em escala piloto, as aplicações desse dispositivo no tratamento de água e efluentes. Em uma planta piloto instalada em uma ETA do município de Porto Alegre-RS, quando o RGF[®] foi associado a um flotador por ar dissolvido de alta taxa (FADAT) no tratamento de água, permitiu obter resultados, em termos de redução de turbidez, semelhantes ao processo de agregação-sedimentação da mesma ETA.

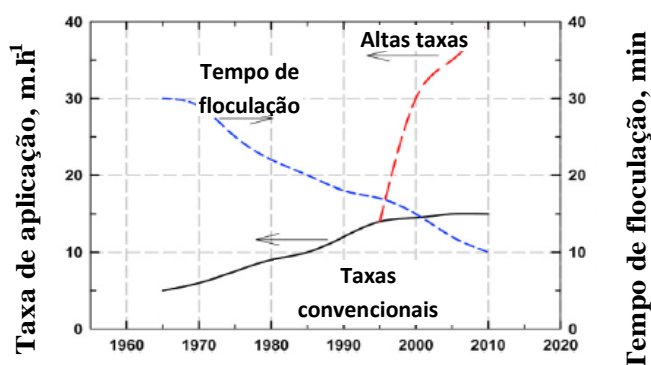


Figura 11. Alguns avanços nas técnicas e tecnologias na área de flotação por ar dissolvido (FAD) (Adaptado de Edzwald, 2010).

De acordo com Haarhoff (2008), a aplicação de flotação no tratamento de águas iniciou muito antes do que muitos pensam. O sistema FAD pioneiro para tratamento de águas foi desenvolvido na Finlândia na década de 1920 e consistia de um sistema a vácuo para geração de microbolhas. FAD com pressurização da vazão de reciclo, como conhecemos atualmente, começou a ser utilizada no tratamento de água durante a década de 1960 nos países escandinavos, África do Sul e Grã Bretanha (Edzwald, 2010).

Atualmente, a FAD é utilizada em diversos países no tratamento de água para abastecimento público, ganhando grande importância mundial a partir das três últimas conferências internacionais sob essa temática, realizadas em Helsinki em 2000, Seul em 2007 e Nova Iorque em 2012, promovidas pela *International Water Association* (IWA). Haarhoff (2008) estimou existirem 60 plantas FAD para tratamento de água com grande capacidade de tratamento (50 ML.dia^{-1} ou mais) em operação em 18 países, a maioria delas concentradas nos Estados Unidos e Canadá. Crosley et al. (2007) reportaram o projeto de construção da maior planta FAD de tratamento de água do mundo, com capacidade para $1.100 \text{ ML.dia}^{-1}$, na cidade de Nova Iorque, EUA.

Na América do Sul, poucas ETAs utilizam o processo FAD, sendo a sedimentação a operação unitária mais utilizada. A primeira ETA a utilizar o processo FAD em escala industrial no Brasil foi a ETA Meaípe, no Espírito Santo, que opera desde 1994 (Lobato et al., 1997).

No Brasil, FAD é utilizada em algumas estações que abastecem grandes centros urbanos como as ETAs Iraí da Sanepar (Curitiba), ETA Brasília da Caesb (Brasília) e ETA

Manaus II da Águas do Amazonas¹ (Manaus) (Lédo, 2008). Na Figura 12 é mostrada a vista aérea da ETA Iraí da Sanepar, que possui capacidade de produção de 3200 L.s⁻¹ atendendo a uma população de mais de 1 milhão de habitantes em Curitiba e região metropolitana.

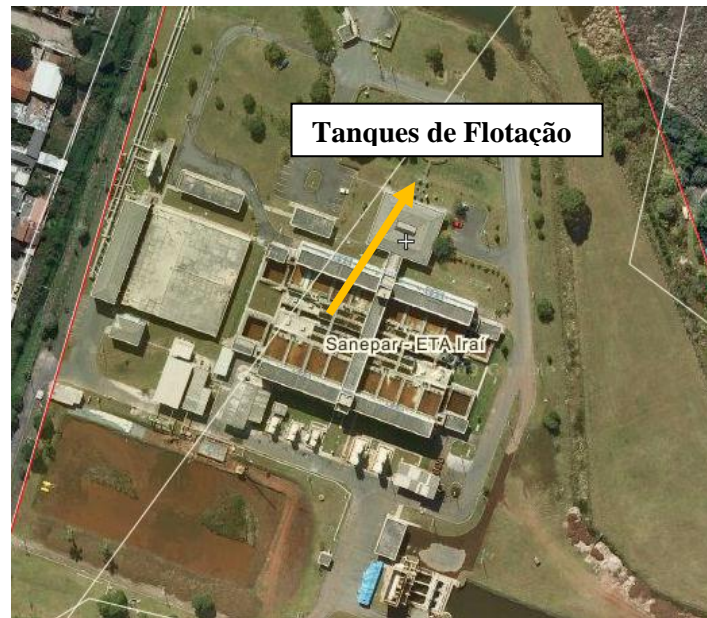


Figura 12. Vista aérea ETA Iraí, Curitiba-PR.

A aplicação de FAD para tratamento de água em ETAs de pequeno porte é feita pela Cesan nos municípios de Meaípe e Mantenópolis, no Espírito Santo. No estado de São Paulo, a Sabesp utiliza FAD em algumas estações que abastecem pequenos municípios, em ETAs compactas, como são os exemplos das ETAs Mairiporã, no município de Mairiporã-SP, e Porto Novo, no município de Caraguatatuba. As Figuras 13 e 14 mostram os tanques de flotação da ETA compacta operada pela Sabesp no município de Mairiporã-SP, com capacidade para 28 L.s⁻¹.

¹ Companhia de Saneamento do Estado do Amazonas.



Figura 13. Unidade de flotação da ETA Mairiporã da Sabesp (Fonte: Centroprojekt do Brasil).



Figura 14. Unidade de flotação mostrando a camada de lodo flotado, ETA Mairiporã da Sabesp (Fonte: Centroprojekt do Brasil).

Outros exemplos de estações que utilizam a FAD no Brasil são: ETA Rio Pequeno (PR) e ETA Mantenópolis (ES), (Lédo, 2008).

Ainda são conhecidas no Brasil aplicações não convencionais da FAD no tratamento de águas de balneários e na descontaminação de rios e lagos em zona urbana (Tabela 4). O principal objetivo do uso da flotação nesses casos é a remoção de algas e materiais em suspensão, podendo resultar na remoção de DBO, óleos e graxas e metais pesados.

Tabela 4. Aplicações não convencionais de FAD para tratamento de águas de rios, lagos e balneários artificiais (Rubio et al., 2007; Tessele et al. 2005).

| Unidade FAD | Aplicação | Vazão de tratamento, m³.h⁻¹ |
|---|-------------------------|--|
| Favela da Rocinha – Rio de Janeiro (RJ) | Piscina Artificial | 1080 |
| Rio Carioca – Rio de Janeiro (RJ) | Descontaminação de Rio | 1080 |
| Lagoa da Imboassica – (RJ) | Descontaminação de Lago | 900 |
| Piscinão de Ramos – (RJ) | Piscina Artificial | 270 |
| Lagoa da Aclimação – São Paulo (SP) | Descontaminação de Lago | 180 |
| Parque do Ibirapuera – (SP) | Descontaminação de Lago | 540 |
| Ribeirão Guavirutuba – (SP) | Descontaminação de Rio | 720 |
| Canal Pinheiros – (SP) | Descontaminação de Rio | 36000 |
| Rio Negro – Manaus – (AM) | Descontaminação de Rio | 25000 |

2.3.1.2. Geração de microbolhas com vasos saturadores

Um fator de extrema importância no processo FAD é a forma de geração de microbolhas, uma vez que são elas as responsáveis pela captura e arraste dos flocos da suspensão líquida até a superfície, onde ocorre a remoção do lodo. O método de geração de microbolhas mais utilizado é a cavitação causada pela queda de pressão, em um constritor de fluxo na entrada da célula (válvula agulha, venturi, placas de orifícios). A geometria e as condições de operação do orifício de entrada influenciam diretamente no tamanho das bolhas (Rykaart e Haarhoff, 1995; Edzwald 2010).

No processo FAD, a saturação ocorre normalmente em vasos saturadores (Figura 15) ou tubulações pressurizadas, a pressões entre 4 e 6 atm (Féris e Rubio, 1999; Rodrigues e Rubio, 2003; Da Rosa e Rubio, 2005). Parte da água tratada é recirculada no sistema de tratamento e saturada com estas altas pressões.



Figura 15. Vaso saturador utilizado na ETA Porto Novo da Sabesp, que abastece os municípios de Caraguatatuba e São Sebastião, no Estado de São Paulo (Fonte: Centroprojekt do Brasil).

A dissolução de ar em água depende da temperatura e da pressão e é determinada pela Lei de Henry, que estabelece que a solubilidade de um gás em um líquido é proporcional à pressão parcial deste gás sobre o líquido. Assim, a quantidade teórica de ar disponível para flotação quando a água saturada com ar a uma pressão nominal P_n é injetada na câmara de flotação, a pressão atmosférica, é dada pela Equação 9.

$$P_n V_a = K P_{Sat} \quad (9)$$

Onde V_a é o volume teórico de ar disponível para flotação por litro de água saturada; K é a constante de Henry, expressa a solubilidade do gás por litro de água à pressão atmosférica em função da temperatura; e P_{Sat} é a pressão de saturação.

A energia transferida no processo de expansão e geração de bolhas depende da tensão superficial do líquido e da diferença de pressão entre o saturador e a constrição, conforme Equação 10, a seguir:

$$\Delta F_c = \frac{16\pi\gamma^3}{3(P_{sat} - P_{atm})^2} \quad (10)$$

De acordo com esta equação, quanto menor a tensão superficial (γ) e maior a diferença de pressão entre a saída do saturador e o constritor de fluxo ($P_{sat} - P_{atm}$), menor será a energia requerida para a geração de bolhas (ΔF_c).

Rodrigues (2004) desenvolveu um medidor de Distribuição do Tamanho de Bolhas – DTB (LTM-BSizer[®]) devido à importância do tamanho de bolhas para o processo de beneficiamento de minérios e para o tratamento de águas e efluentes por flotação. Este trabalho mostrou que o número de bolhas aumenta com a pressão de saturação, mas o tamanho e a distribuição de tamanhos é a mesma no intervalo 294-588 kPa.

As microbolhas se formam pelos mecanismos de nucleação e crescimento em partículas hidrofóbicas, conforme mostra a Figura 16 (Rodrigues e Rubio, 2007). Após a nucleação, o crescimento de bolhas pode ocorrer pela (1) retirada de ar da massa líquida, (2) diminuição da pressão hidrostática na medida em que as bolhas sobem na célula de flotação e (3) coalescência ou fusão de bolhas (Edzwald, 2010).

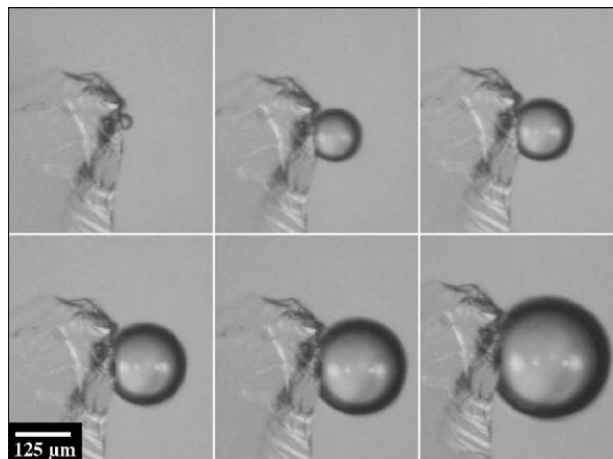


Figura 16. Nucleação e crescimento de uma microbolha na superfície de uma partícula de quartzo tratada com dodecilamina (Fonte: Rodrigues e Rubio, 2007).

2.3.1.3. Flotação por ar dissolvido com bomba multifásica (FAD-B)

Como alternativa ao método convencional de geração de microbolhas, que utiliza vasos saturadores na dissolução de ar em água de reciclo, vem ganhando destaque a utilização

de bombas centrífugas multifásicas para geração de microbolhas (Sohn et al., 2007; Lee et al., 2007; Pioltine e Reali, 2011). Nesta técnica, o ar é injetado na linha de sucção da bomba e sofre um efeito cisalhante causado pelos rotores, aumentando a área superficial de contato ar/líquido. Em altas pressões (4 – 6 atm), na região de descarga, ocorre saturação do ar na água. Lee et al. (2007) conduziram um estudo em escala real com a utilização de bomba centrífuga multifásica e obtiveram resultados de distribuição de tamanho de bolhas entre 20 – 120 μm , com um tamanho médio de bolhas de 43 μm (5,5 atm). Zaneti et al. (2008) realizaram medidas DTB geradas por uma bomba centrífuga multifásica com o LTM-Bsizer[®], demonstrando que a totalidade do ar injetado no sistema é transformado em bolhas com diâmetro inferior a 150 μm . As Figuras 17 e 18 mostram esquematicamente o funcionamento das bombas geradoras de microbolhas.

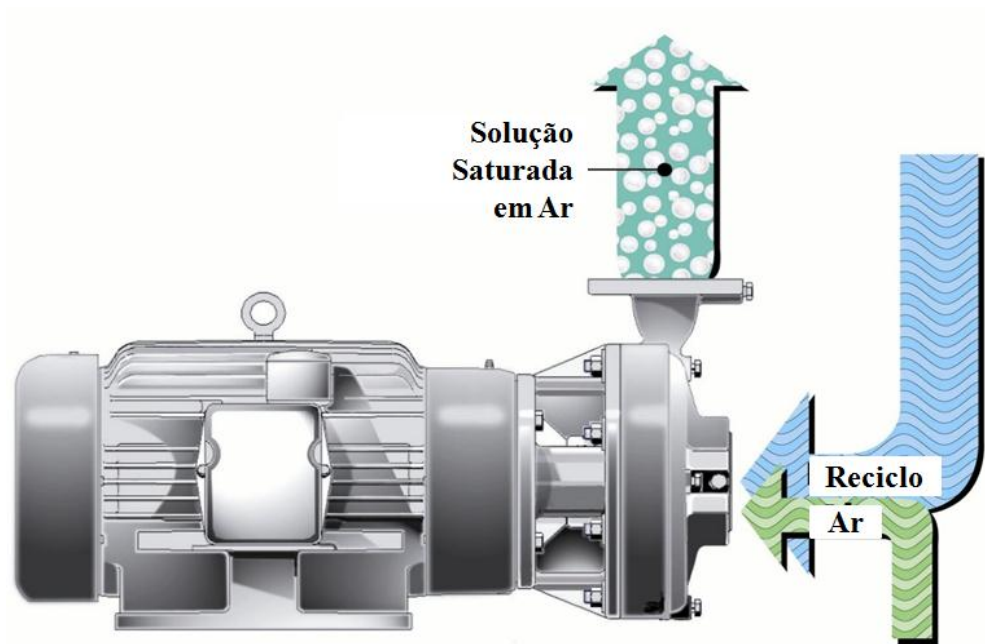


Figura 17. Desenho esquemático de uma bomba multifásica geradora de microbolhas (Fonte: <http://www.etsenvironmental.com/products-and-services>).



Figura 18. Vista interna do rotor de uma bomba geradora de microbolhas. (Fonte: <http://www.daf-pump.com>).

De acordo com Ross et al. (2000), as bombas multifásicas apresentam algumas vantagens em relação aos sistemas de geração de microbolhas constituídos de compressores de ar e câmaras de saturação. Dentre tais vantagens, destacam-se: (1) uma alta eficiência volumétrica, fornecendo uma grande massa de ar por unidade de volume de recirculação; (2) eliminação da necessidade do uso de câmaras de saturação; (3) o suprimento de ar pode ser por meio de compressores de baixa pressão ou a partir do próprio ar atmosférico. Os mesmos autores apontam como desvantagens da utilização das bombas multifásicas: (1) maior requerimento de potência devido às altas pressões de operação; (2) o possível desgaste causado por partículas sólidas pode reduzir a efetividade da bomba com o tempo; (3) em determinadas condições podem ser geradas bolhas de tamanhos maiores, causadas pelo possível excesso de ar fornecido.

As aplicações desses modelos de bomba multifásicas para geração de microbolhas nos processos FAD vêm sendo reportados recentemente em nível internacional como dispositivos de geração de microbolhas por saturação e cisalhamento do ar injetado na linha de sucção da bomba em tratamento de água (Lee et al., 2007). Outra aplicação das bombas multifásicas no processo de flotação aplicado ao tratamento de água é caracterizada pela injeção de uma mistura gasosa contendo ozônio, ao invés de ar atmosférico, na linha de sucção da bomba, promovendo a oxidação de compostos orgânicos, como agrotóxicos e poluentes orgânicos emergentes (Sohn et al., 2007; Wilinski e Naumczyk, 2012). Essa técnica, chamada de flotação por ozônio dissolvido (FOD) ou ozoflotação, proporciona uma melhor remoção de gosto e odor em uma etapa de pré-oxidação, além de diminuir a demanda de cloro no final do

tratamento e evitar a formação de subprodutos de desinfecção indesejáveis, como ácidos haloacéticos e trihalometanos.

No âmbito nacional, Pioltine e Reali (2011) reportaram a utilização da técnica de flotação por ar dissolvido com utilização de bomba multifásica no tratamento de efluentes de indústria têxtil. Nesses estudos, os autores obtiveram eficiência de remoção dos parâmetros turbidez (95 %), cor (95%), DQO (35 %) e SST (80 %), utilizando vazão de reciclo de 20 % com pressões de operação da bomba de 6,5 a 7,5 atm e concentrações volumétricas de ar de 6,5 % e 13 %.

2.3.1.4. Interação Bolha-Partícula

A eficiência da flotação é condicionada, entre outros, à captura das partículas em suspensão pelas bolhas. As principais forças de interação entre bolhas e partículas são as de van-der Waals, forças de natureza eletrostática, hidrofóbica, hidrodinâmica, de hidratação e capilaridade (Englert, 2008).

A captura de uma partícula por uma bolha de ar ascendente é modelada comumente como composta de três etapas consecutivas: (a) colisão entre a partícula e a bolha, (b) união (attachment) da partícula com a bolha e (c) ascensão do agregado e sua respectiva estabilidade (Dai et al., 1998; Dai et al., 2000; Ralston et al., 2002; Sarrot et al., 2005). Assim, a eficiência de captura é dada pelo produto das eficiências das três etapas componentes, conforme Equação 11:

$$E_{cap} = E_{col} \cdot E_{un} \cdot E_{est} \quad (11)$$

A eficiência de colisão pode ser definida como a razão entre o número de partículas que encontram a superfície de uma bolha e o número total de partículas. A eficiência de união pode ser definida como a razão entre o número de partículas que se unem à superfície de uma bolha e o número total de partículas que sofreram colisão. A etapa de união bolha-partícula pode ser dividida em três etapas: (1) afinamento do filme líquido existente entre a bolha e a partícula até uma espessura crítica (Figura 19), (2) ruptura do filme líquido e formação de um contato trifásico, (3) expansão da linha de contato trifásico formando o agregado bolha-partícula.

A eficiência de estabilidade do agregado bolha-partícula é essencialmente um problema termodinâmico da flotação e depende basicamente de três condições: (1) a massa da partícula deve ser inferior à máxima massa de uma partícula que pode permanecer na

interface líquido/ar (da bolha) em um líquido quiescente, a qual depende principalmente do diâmetro da partícula (d_p), tensão superficial do líquido (γ) e ângulo de contato (θ); (2) a massa específica do agregado bolha-partícula deve ser inferior à massa específica do líquido; (3) o agregado bolha-partícula deve ser estável nas condições de turbulência existentes na célula de flotação. (Englert, 2008).

A Equação 12 relaciona o diâmetro máximo de partícula possível de ser flotada por uma bolha de diâmetro d_b :

$$d_{p_m\acute{a}x} = \sqrt[3]{\frac{\rho_l}{(\rho_p - \rho_l)}} d_b \quad (12)$$

Onde ρ_l e ρ_p correspondem às massas específicas do líquido e da partícula, respectivamente.

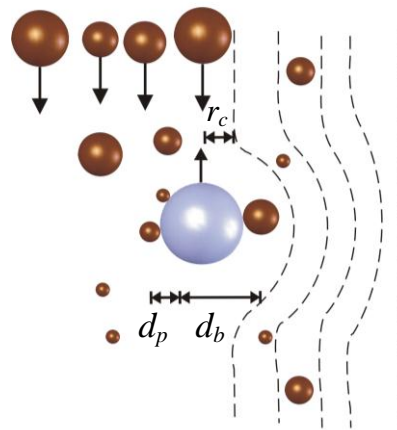


Figura 19. Esquema da captura (colisão + adesão) de partículas por bolhas de ar. (Fonte: Oliveira, 2011).

Os mecanismos de interação bolhas-agregados mais aceitos e relatados na literatura (Solari e Gochin, 1992; Rubio et al., 2002; Carissimi e Rubio, 2005; Rodrigues e Rubio, 2007; Oliveira, 2011; Etchepare, 2012) são mostrados de forma esquemática na Figura 20 e descritos resumidamente a seguir.

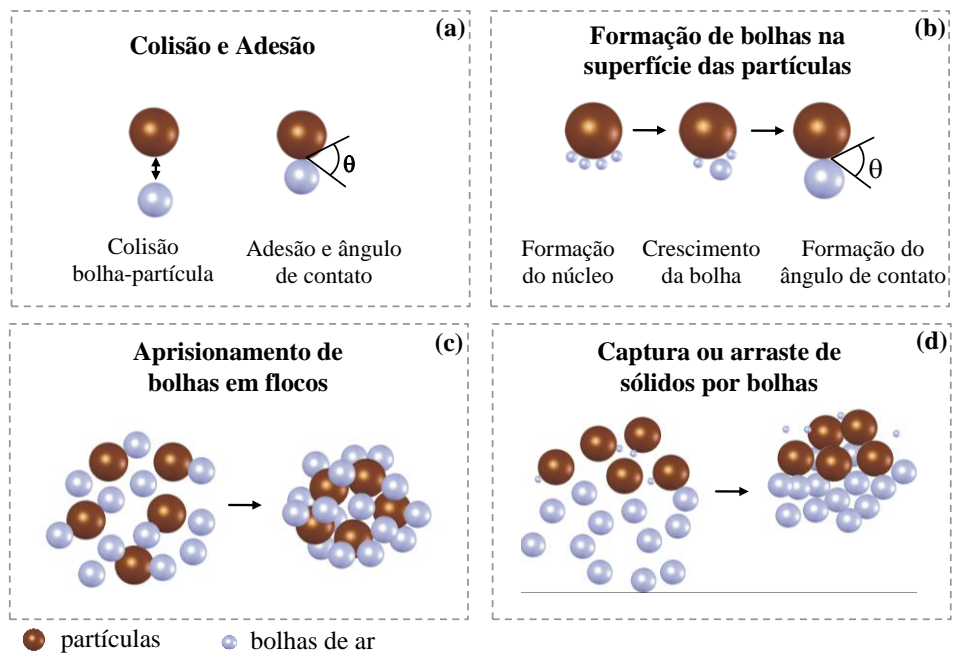


Figura 20. Mecanismos de colisão, adesão, nucleação e captura de partículas e agregados por microbolhas de ar na flotação por ar dissolvido (FAD) (Fonte: Oliveira, 2010).

a) Colisão e adesão. A colisão é controlada pela hidrodinâmica do sistema, sendo função dos movimentos relativos de partículas e bolhas, que são controlados por forças de cisalhamento, forças de atração gravitacional, forças de inércia e/ou momento das partículas e forças de difusão ou movimento Browniano. A adesão envolve estágios de indução (estreitamento da película líquida entre bolha-partícula), ruptura desta película líquida e deslocamento do filme até o ponto de equilíbrio.

b) Formação de bolhas na superfície das partículas. A fração do ar dissolvido em água que não se converteu imediatamente em microbolhas no momento da despressurização, permanece em solução e cresce via nucleação na interface sólido-líquido.

c) Aprisionamento de bolhas em flocos: Ocorre principalmente pelo crescimento dos flocos na presença de ar, na forma de microbolhas, formando os chamados flocos aerados. Como resultado, a densidade dos agregados bolha-partícula reduz drasticamente.

d) Arraste de sólidos por bolhas: corresponde ao arraste físico das microbolhas que atingem os flocos e auxiliam na ascensão, podendo ou não estarem aderidas aos mesmos. Este mecanismo é dependente principalmente do tamanho dos agregados, da concentração de partículas, da viscosidade e densidade do flotado, da altura da camada de flotado, dos regimes de fluxo, da velocidade de ascensão das bolhas e do tipo de célula de flotação.

2.3.2. Sedimentação

A sedimentação é uma operação unitária que utiliza a força da gravidade sobre as partículas na remoção de sólidos pela deposição dos mesmos no fundo de tanques, com distintos formatos e configurações. É a técnica de separação sólido-líquido mais empregada nas ETAs em operação no Brasil, por possuir grande facilidade operacional (baixo número de variáveis controláveis).

As taxas de aplicação usualmente empregadas para sedimentação em tratamento de águas são da ordem de $1 - 2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, podendo atingir valores de até $5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, com o uso de sedimentação lamelar de alta taxa, no entanto esses valores são altamente dependentes das condições de agregação nas etapas anteriores (Di Bernardo e Sabogal Paz, 2008).

De acordo com Osborne (1977), 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. Pode-se citar três regimes de sedimentação para partículas suspensas em um fluido: sedimentação discreta, floculenta e zonal.

Sedimentação discreta

Em suspensões com 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, Silva, 2009).

De maneira prática, devido ao fato de que partículas que alimentam os tanques de sedimentação apresentam uma morfologia irregular e baixa esfericidade, limitando a aplicação do modelo de Stokes (Equação 8), a velocidade de sedimentação dos flocos pode ser determinada pela relação entre o deslocamento vertical da partícula Δd e o tempo necessário Δt para que percorra essa distância em ensaios de proveta (Equação 13).

$$v = \frac{\Delta d}{\Delta t} \tag{13}$$

Sedimentação floculenta

Quando os sólidos apresentam uma interação entre si, ocorre a sedimentação floculenta, caracterizada por um aumento gradual da velocidade de decantação do corpo em

suspensão. Este fenômeno acontece porque os sólidos aumentam a sua massa, devido as interações entre partículas, obrigando a uma queda acelerada. 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 a realização de testes em coluna estática de sedimentação. Estas colunas apresentam uma altura superior a 2,5 m para permitir avaliar os fenômenos que acontecem nos decantadores reais. O diâmetro, superior a 0,15 m 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, 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.

O método Coe e Cleverger 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 compreendidas 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.

2.3.2.1. Sedimentação Lamelar (SL)

No início do século XX foram usadas placas intermediárias, paralelas ao escoamento e ao fundo, com o objetivo de aumentar a taxa de escoamento superficial de sedimentadores convencionais. Essa técnica pode ser considerada um precursor dos sedimentadores lamelares

de alta taxa e teve sua configuração denominada como sedimentadores de fundos múltiplos (Di Bernardo, 2005; Silva 2009).

Todas as partículas com velocidade de sedimentação V_s menor que V_0 (Figura 21) poderão ser removidas completamente se uma base ou bandeja intermediária for inserida ao intervalo h do topo de um sedimentador (Di Bernardo, 2005).

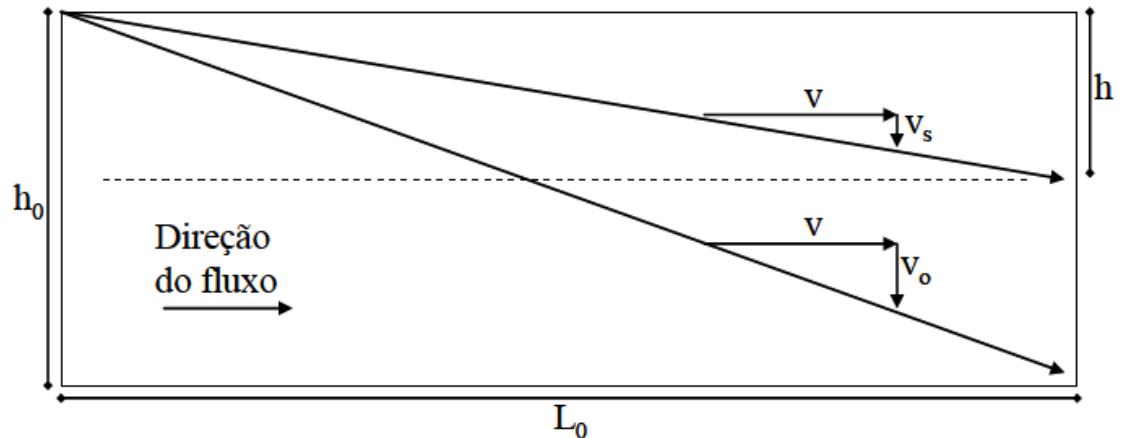


Figura 21. Velocidades de sedimentação discreta de partículas em fluxo laminar (Fonte: Silva, 2009).

Essa técnica apresentava problemas, especialmente em relação a remoção do lodo, uma vez que as placas paralelas ao escoamento e ao fundo dificultavam o escoamento do lodo por gravidade. 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 et al., 1968 e 1969).

Segundo Yao (1970), o sedimentador lamelar é um separador sólido/líquido gravitacional constituído de um conjunto de superfícies inclinadas de forma a possibilitar a formação de escoamento laminar nos canais entre essas superfícies (Figura 22). Essa configuração de equipamento permitiu um aumento das taxas de aplicação superficial nos projetos de sedimentadores, ocasionando em menores áreas ocupadas (*foot print*). Dessa maneira, a área efetiva de sedimentação é igual à área projetada na horizontal, de cada lamela ou placa inclinada, multiplicada pelo número de placas do sistema (Leung e Probstein, 1983; Demir, 1995; Ziolo, 1996; Soriente et al. 1989; Davis e Gecol, 1996; Silva, 2009).

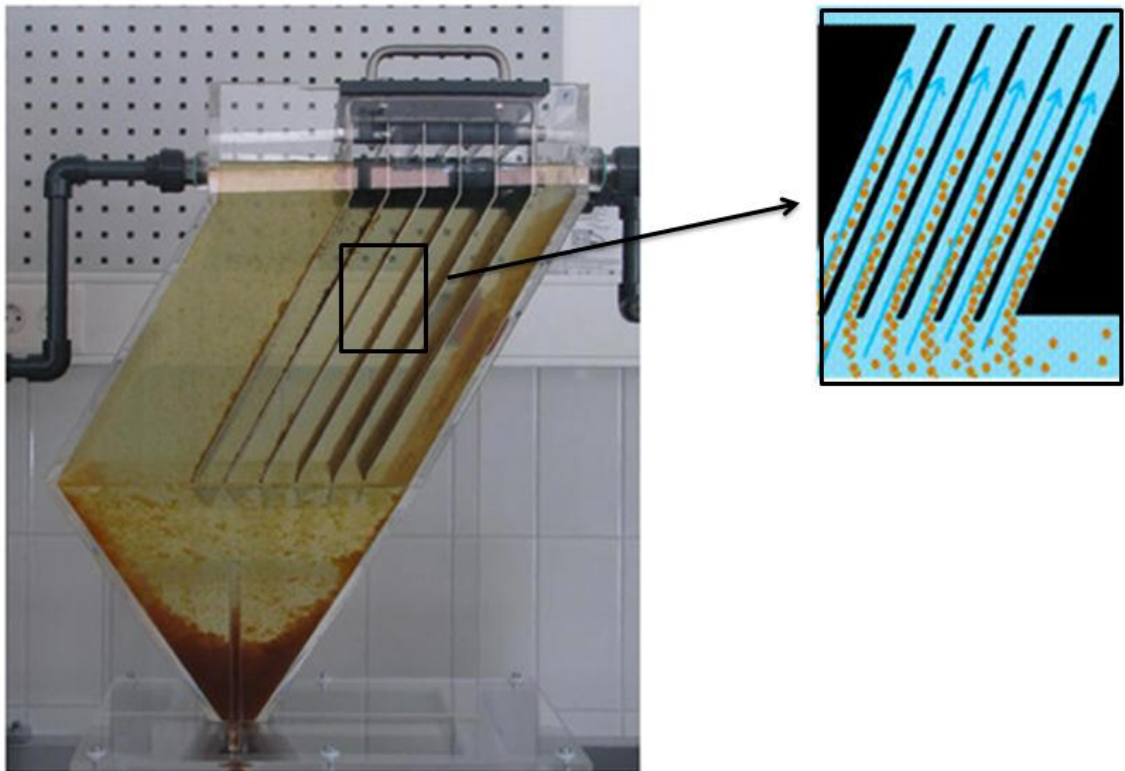


Figura 22. Sedimentador lamelar em escala de bancada com detalhamento esquemático mostrando os fluxos de líquido e lodo entre as lamelas.

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). Os autores observaram ainda que, entre as lamelas, as condições de fluxo são bem definidas e ordenadas caracterizando um regime laminar, com números de Reynolds menores que 100, favorecendo a deposição dos flocos na base dos sedimentadores.

Ângulo de inclinação das lamelas

Culp et al. (1968) desenvolveram um aparato (Figura 23) 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 24) 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 (Silva, 2009).

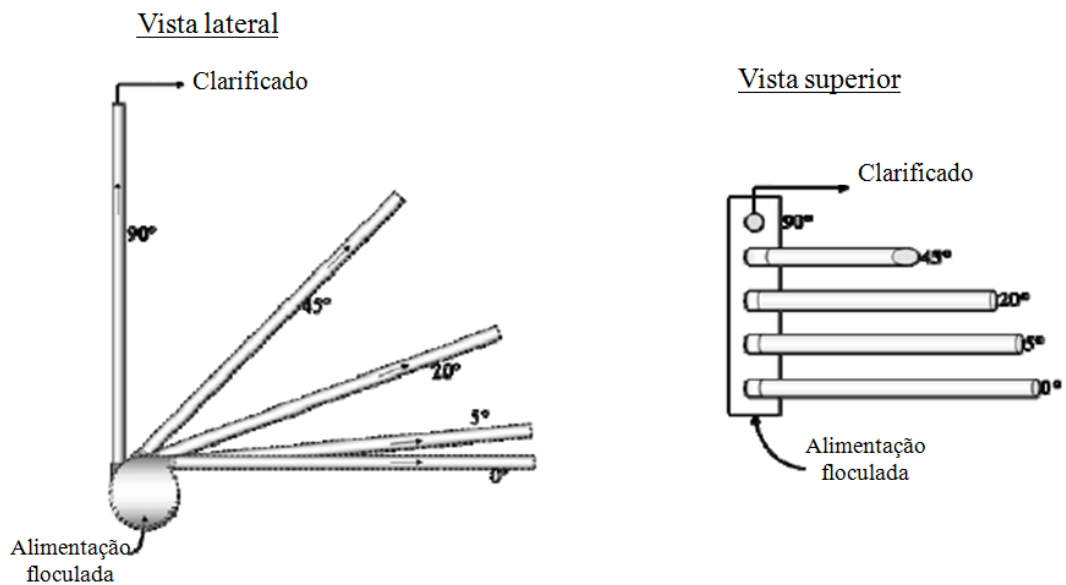


Figura 23. Aparato desenvolvido por Culp et al. (1968) para avaliar a eficiência de remoção de sólidos em tubos inclinados. Diâmetro = 2,54 cm e Comprimento = 120 cm. (Fonte: Silva, 2009).

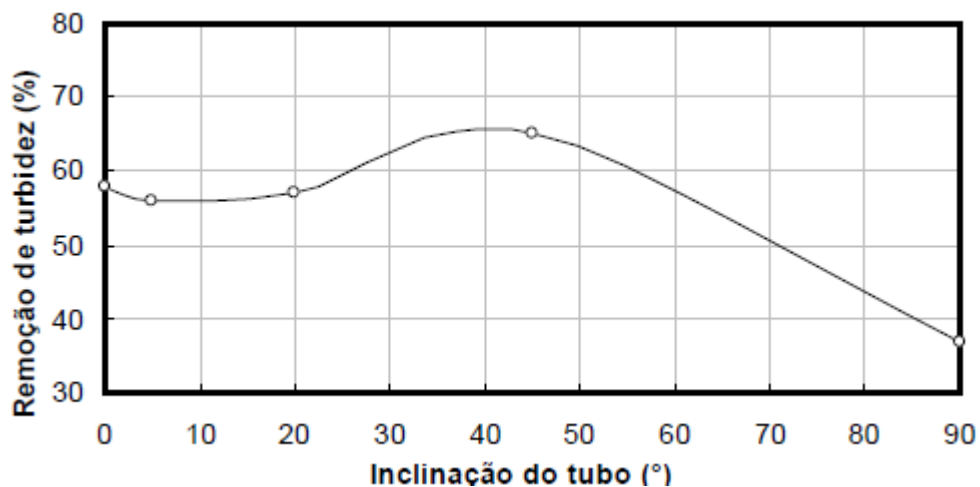


Figura 24. Remoção de turbidez em diferentes ângulos de inclinações de lamelas obtidos por Culp et al. (1968).

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.

2.3.2.2. Aplicações da Sedimentação Lamelar

Dentre as principais aplicações industriais da sedimentação lamelar, destacam-se unidades no setor petroquímico, papel e celulose, indústria têxtil, separação de hidróxidos (setores químico, mineiro e metalúrgico), operações de lavagem e potabilização de água (Novarsa, 2013). 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 de carvão (Silva e Rubio, 2009; Silva 2009).

O aumento da demanda por água, especialmente nos grandes centros urbanos, tem motivado a elaboração de muitos projetos de *retrofit* (readequação) de ETAs que utilizam sedimentação convencional na etapa de separação sólido-líquido. Dentro desse contexto, a técnica SL tem sido utilizada com o objetivo de aumentar a taxa de aplicação superficial dos sistemas de sedimentação existentes, possibilitando um aumento de produção de água potável.

Aplicações de SL no tratamento ativo de drenagem ácida de minas (DAM) iniciaram em 2007 (Silva e Rubio, 2009; Silva 2009) e pesquisas detalhadas vêm sendo estudadas pelo LTM/UFRGS (Rubio et al.,2008; Silva e Rubio, 2009; Silva 2009) em áreas degradadas por rejeitos do beneficiamento de carvão, em SC e no RS. Silva (2009) demonstrou a viabilidade técnica e econômica de processo NFSL no tratamento de DAM na região de Criciúma-SC e em Butiá-RS, operando taxas de aplicação superficial próxima da ordem de $5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

3. EXPERIMENTAL

Os estudos experimentais, em nível de bancada, foram realizados no Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental (LTM) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e em planta piloto na ETA Rio Branco da Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan), no município de Canoas-RS.

Os estudos de bancada incluíram a determinação de parâmetros de coagulação e floculação (gradientes de velocidade nas etapas de mistura – G, pH do meio, concentrações de coagulante e floculante) e variáveis operacionais de flotação (pressão de saturação e taxa de reciclo).

Em nível piloto esses parâmetros foram validados e realizados estudos comparativos entre as técnicas FAD-B (flotação de ar dissolvido com bomba multifásica) e SL (sedimentação lamelar). Os resultados foram comparados em função da redução de turbidez da água bruta em diferentes taxas de aplicação superficial (TAS).

A Figura 25 mostra o esquema da metodologia experimental em nível de bancada e em planta piloto.

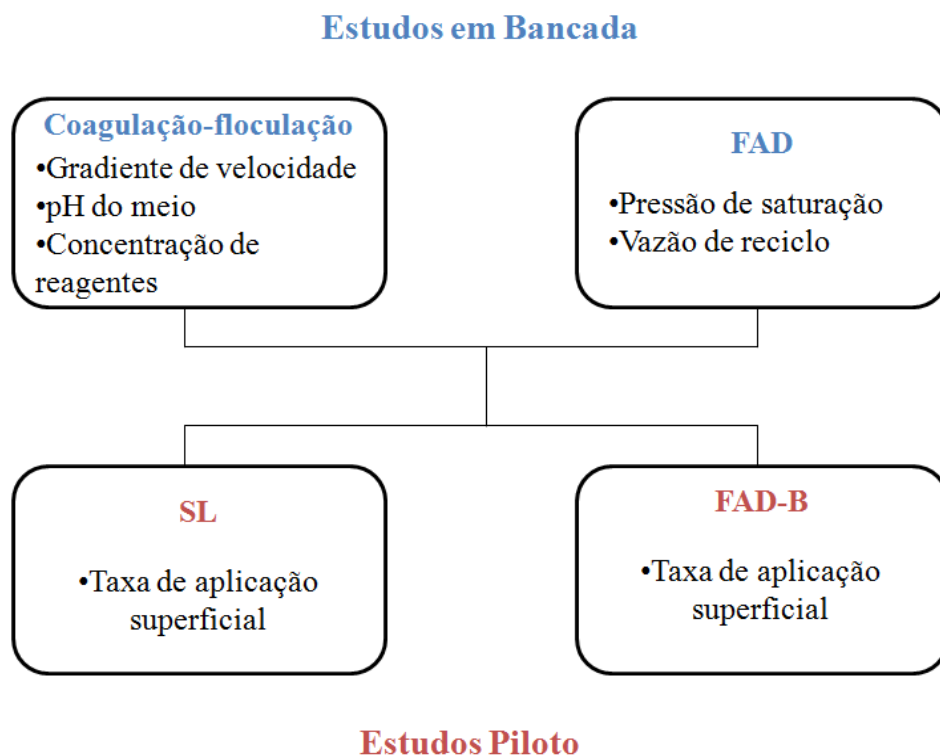


Figura 25. Esquema da metodologia de estudos em nível de bancada e piloto.

Diagnóstico operacional da ETA Rio Branco (Corsan)

A estação fica localizada às margens do Arroio das Garças, manancial utilizado para abastecimento de água do município de Canoas-RS. O Arroio das Garças é um dos afluentes do Delta do Jacuí (Figura 26). O processo de tratamento da ETA Rio Branco utiliza uma sequência de operações unitárias composta por gradeamento para separação de sólidos grosseiros (barras paralelas de aproximadamente 10 cm de espaçamento), adsorção com carvão ativado (eventualmente), coagulação, floculação, sedimentação lamelar (Figura 28), correção de pH (cal hidratada), filtração rápida ascendente em leito de areia, desinfecção (cloração) e adição de flúor (ácido fluossilícico), conforme ilustrado no diagrama esquemático da Figura 27.

A vazão (media) de operação da ETA é de aproximadamente $430 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ($1.548 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$) e nas ocasiões em que a recirculação da água de lavagem dos filtros é acionada, a vazão é elevada a $550 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ($1980 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$).

A etapa de coagulação é realizada com adição de sulfato de alumínio no ponto de ressalto hidráulico da calha Parshall (mistura rápida) e a floculação com poliacrilamida não iônica ocorre em dois módulos de câmaras de escoamento (35 câmaras em cada módulo). De acordo com informações dos engenheiros projetistas da Corsan (informação da empresa), os flocladores da ETA Rio Branco foram projetados de acordo com a NBR 12216, com gradientes de velocidade variados nos valores de 60 s^{-1} (5 câmaras iniciais), 30 s^{-1} (10 câmaras seguintes) e 15 s^{-1} (20 câmaras finais). Entretanto, em função do fato desses valores terem sido obtidos a uma vazão de projeto de $900 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ (valores considerados em diversos projetos e publicações), a qual é menor que a vazão de operação atual da ETA, os valores reais de G são menores que aqueles utilizados em projeto e deveriam ser reconsiderados.

Por outro lado, embora o tempo de residência nos flocladores seja da ordem de 30-40 min nas diferentes vazões de operação, o ponto de injeção de floclante se encontra localizado na segunda metade da bacia de floclação (câmara 25). Este fato implica em uma diminuição do tempo de residência disponível, influenciando de forma negativa os mecanismos de floclação que operam com este tipo de polímero hidrossolúvel.

A ETA opera com quatro módulos de sedimentação lamelar em paralelo, cada módulo ocupa uma área útil de 160 m^2 , totalizando uma área de sedimentação de 640 m^2 . Assim, os valores calculados das taxas de aplicação superficial (TAS) são de aproximadamente 2,4

$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ e quando a vazão de recirculação da água de lavagem dos filtros é acionada as TAS aumentam para $3,1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

Arroio das Garças

ETA Rio Branco



Canoas - RS

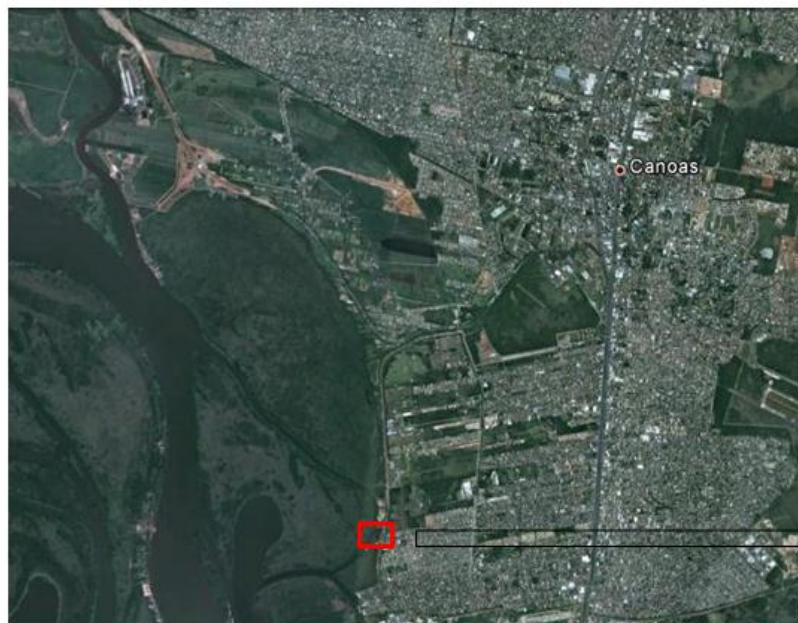


Figura 26. Imagens de satélite mostrando a localização da ETA Rio Branco da Corsan.

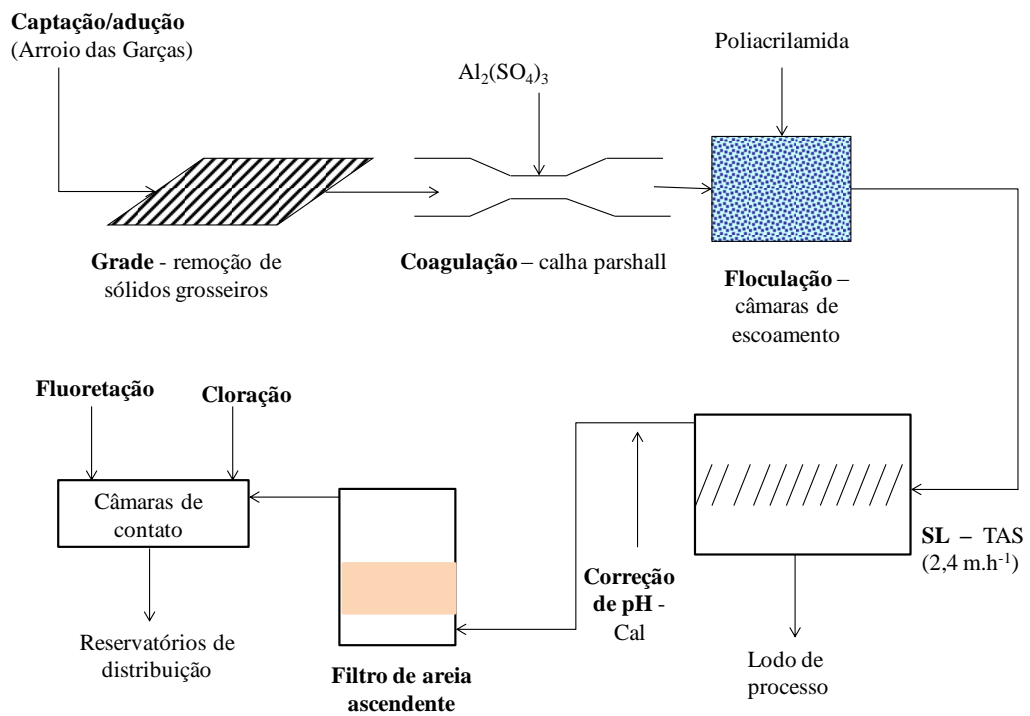


Figura 27. Diagrama esquemático do processo de tratamento da água bruta na ETA Rio Branco da Corsan (Canoas-RS).

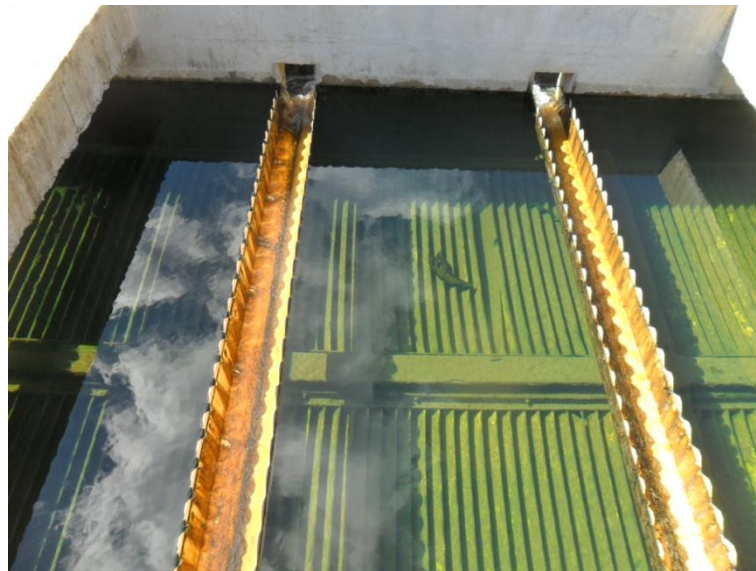


Figura 28. Sistema de sedimentação lamelar (SL) utilizado na ETA Rio Branco da Corsan (Canoas-RS).

3.1. Caracterização da água bruta

A água bruta utilizada em todos os experimentos realizados em nível de bancada e piloto foi coletada no tanque de equalização proveniente do Arroio das Garças. A Tabela 5 mostra os métodos de análise e as unidades de medida de cada um dos parâmetros usados na caracterização da água bruta utilizada nos estudos desse trabalho.

A caracterização da água bruta do Arroio das Garças para os parâmetros cor e alcalinidade foi obtida nas planilhas de análise e monitoramento da Corsan e a análise dos parâmetros pH, turbidez, sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT), foram realizadas no Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental (LTM) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Tabela 5. Métodos de análise dos parâmetros de caracterização da água bruta do Arroio das Garças (tanque de equalização de água bruta – ETA Rio Branco).

| Parâmetro | Método de Análise | Unidade |
|----------------------------------|----------------------------|---------------------------------------|
| pH | Standard methods – 4500 H+ | - |
| Turbidez | Standard methods – 2130 B | NTU |
| Sólidos Totais (ST) | Standard methods – 2540 B | mg.L ⁻¹ |
| Sólidos Suspensos Totais (SST) | Standard methods – 2540 D | mg.L ⁻¹ |
| Sólidos dissolvidos Totais (SDT) | Diferença entre ST e SST | mg.L ⁻¹ |
| Cor | Standard methods – 2120 C | uH |
| Alcalinidade | Standard methods – 2320 B | mg CaCO ₃ .L ⁻¹ |

3.2. Estudos em nível de bancada

3.2.1. Materiais

Foram utilizados os mesmos reagentes empregados na ETA Rio Branco e, visando comparar a eficiência de floculação de polímeros sintéticos, foram testados polímeros floculantes da empresa Faxon Química. Todos reagentes utilizados nos estudos de bancada são listados na Tabela 6.

Tabela 6. Reagentes utilizados nos estudos de avaliação de parâmetros químicos e físico-químicos de coagulação e floculação e de parâmetros operacionais da flotação por ar dissolvido (FAD) em nível de bancada.

| Reagente | Fabricante/fornecedor | Observações |
|--|------------------------------|---|
| Sulfato de Alumínio Líquido* | DEPC - Corsan | Solução líquida com [sulfato de alumínio] = 653,7 g.L ⁻¹ |
| Cal hidratada* – Ca(OH) ₂ | Cal Arco Íris | Produto em pó, especial para tratamento de água |
| Poliacrilamida não-iônica - QEMIFLOC AH1020 PWG* | Union Química | Produto sólido granular, polímero sintético de alto peso molecular, |
| Poliacrilamida não-iônica – FX NS2 | Faxon Química | Produto sólido granular, polímero sintético de alto peso molecular. |
| Poliacrilamida catiônica – FX CS4 | Faxon Química | Produto sólido granular, polímero sintético de alto peso molecular |

* : Reagentes usados na ETA Rio Branco da Corsan (Canoas-RS).

Sistema de agregação-flotação.

O sistema utilizado constituiu de um equipamento flotateste (Nova Ética[®] Modelo 218/03 LDBF) contendo uma válvula agulha na base da célula de acrílico (2 L) acoplada a um vaso saturador de ar na água (4 L), e que permite a despressurização e geração de microbolhas de ar (Figura 29).



Figura 29. Sistema experimental de agregação-flotação de bancada usando um equipamento flotateste (Nova Etica[®]) acoplado a um vaso saturador de ar na água: 1) Vaso saturador; 2) Válvula gaveta (entrada de ar comprimido); 3) Válvula esfera (saída de água saturada); 4) Válvula de alívio de pressão com filtro de ar; 5) Manômetro; 6) Mangueira de diâmetro 4 mm; 7) Válvula agulha; 8) Célula flotateste; 9-9') ; Amostradores de água clarificada.

Os gradientes de velocidade de mistura rápida e lenta foram ajustados em função da rotação das hélices de mistura (do tipo “fluxo radial”) do equipamento flotateste. A Figura 30 mostra a relação entre a rotação das hélices e o gradiente de velocidade gerado e empregado.

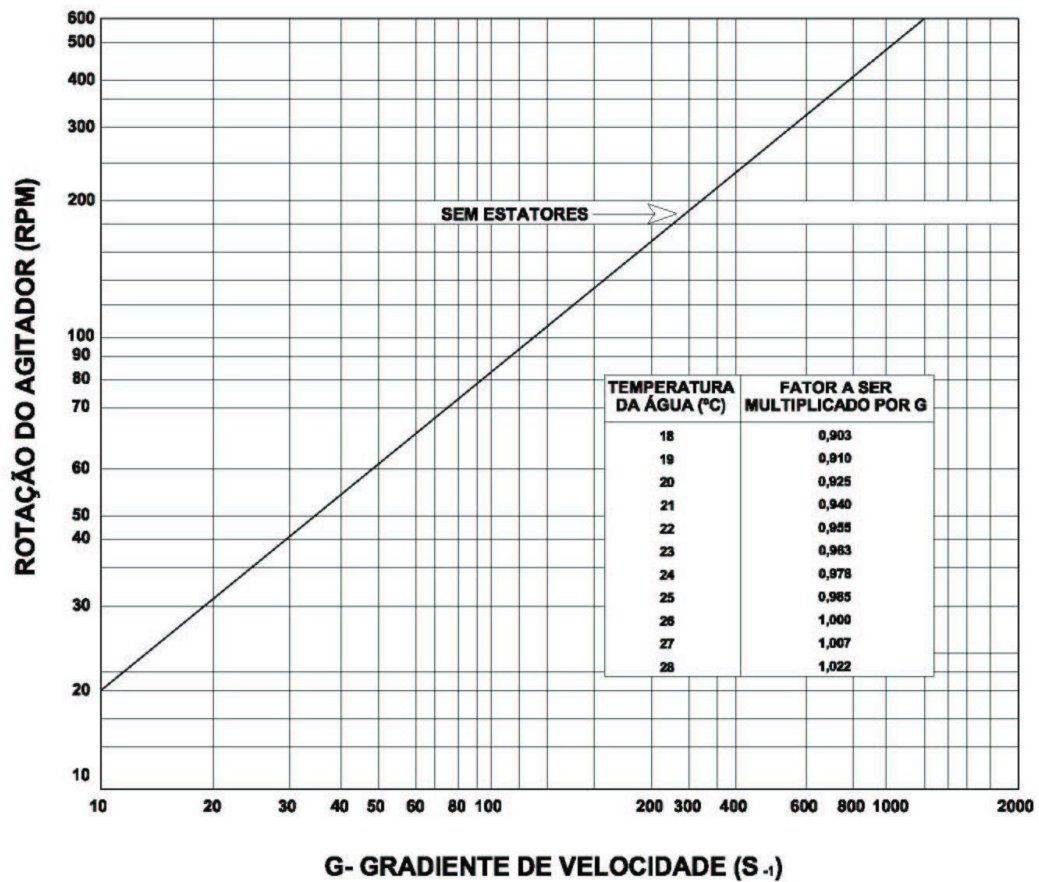


Figura 30. Gráfico contendo valores do gradiente de velocidade (G) de mistura na célula do equipamento flotatete em função da rotação das hélices de mistura (Fonte: Manual do equipamento Nova Ética[®] 218/03 LDBF).

O vaso saturador (4L) utilizado foi construído em PVC, com uma altura de 60 cm e diâmetro de 10 cm. A entrada de ar comprimido era feita em uma válvula gaveta e o ajuste da pressão interna do saturador era realizado manualmente em uma válvula de alívio com filtro de ar no topo. Uma mangueira de borracha flexível permitiu a passagem da água saturada até a válvula agulha e, após despressurização, à entrada da célula de flotação do flotatete.

As alíquotas de água clarificada eram retiradas em dois amostradores localizados na lateral da célula de acrílico, em duas alturas:

$$h = \frac{1}{2} H = 8 \text{ cm (ensaios de flotação);}$$

$$h = \frac{3}{4} H = 12 \text{ cm (ensaios de sedimentação);}$$

onde “h” é a posição do amostrador na parede lateral da célula e “H” é a altura da célula (16 cm) correspondente ao volume de 2 L.

O pH do meio foi determinado com um medidor de pH da marca ANALION[®], modelo PM 608. A turbidez das alíquotas de água clarificada e de água bruta foi medida pelo método de espalhamento de luz, com nefelômetro (HACH[®], modelo 2100 N).

3.2.2. Métodos

Os estudos em nível de bancada incluíram:

- i. Estudos dos efeitos de parâmetros químicos de coagulação (pH do meio e concentração de sulfato de alumínio) na Flotação FAD;
- ii. Estudos dos efeitos dos gradientes de velocidade (G) de mistura rápida e lenta na coagulação com sulfato de alumínio e na Flotação FAD;
- iii. Estudo comparativo de polímeros sintéticos na floculação da água bruta e do efeito do G de floculação na Flotação FAD e na sedimentação;
- iv. Estudos do efeito da pressão de saturação e da taxa de reciclo na FAD.

Em todos os estudos realizados em nível de bancada foi utilizado o parâmetro de resposta turbidez residual, com análises de água clarificada em duplicata. A eficiência (percentual) de redução de turbidez era calculada pela comparação entre a turbidez da água bruta e a turbidez da água clarificada.

O procedimento utilizado nos estudos conduzidos no sistema de agregação-flotação composto por vaso saturador acoplado a equipamento flotateste (Figura 29) seguiu a sequência descrita a seguir:

- Preenchimento do volume do vaso saturador com água destilada e injeção de ar comprimido. Ajuste da válvula de entrada de ar e da válvula de alívio para manter a pressão interna do vaso saturador (4 atm) por um período de 30 min;
- Calibração do medidor de pH com padrões 4 e 7;
- Preparação de soluções-mães dos reagentes a serem utilizados. $[Al_2(SO_4)_3] = 65.000 \text{ mg.L}^{-1}$; $[Cal \text{ hidratada}] = 0,25 \text{ \% p/p}$; $[polímero] = 500 \text{ mg.L}^{-1}$;
- Medição da turbidez da água bruta;

- Condicionamento no flotateste, com 2 L de amostra de água bruta na célula de acrílico e ajuste da rotação de mistura rápida;
- Adição da solução-mãe de sulfato de alumínio com micropipeta volumétrica e início da medição do tempo de mistura rápida e ajuste de pH com solução de cal hidratada;
- Ajuste da rotação de mistura lenta e início da medição do tempo de mistura lenta;
- Interrupção da agitação e adição de 400 mL de água saturada, através da válvula agulha acoplada na célula do flotateste (essa etapa não era realizada nos testes de sedimentação);
- Após completa ascensão da nuvem de microbolhas (Figura 31), amostragem de duas alíquotas de água clarificada para medição da turbidez residual em duplicata; nos testes de sedimentação foi utilizado tempo de sedimentação de 5 min antes da coleta de alíquotas de água clarificada;
- Esses procedimentos anteriores são repetidos para cada ensaio.

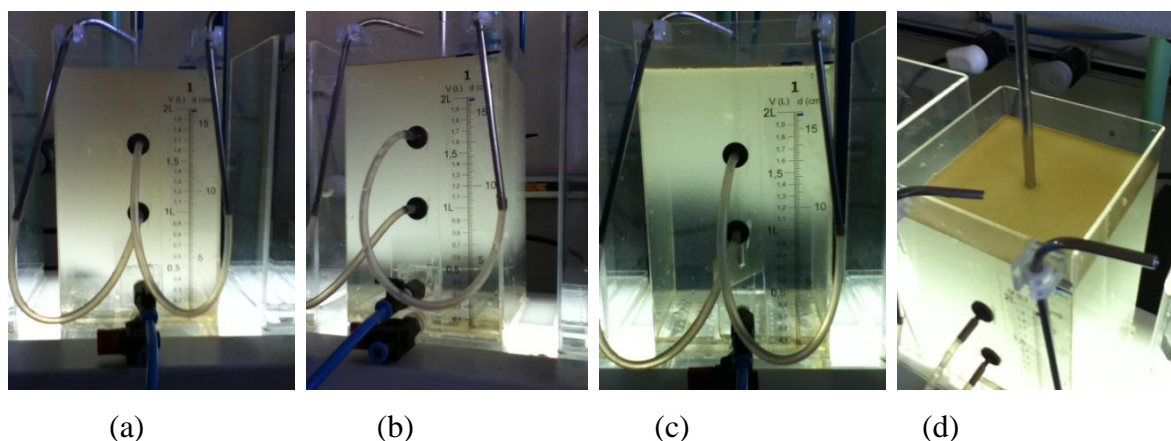


Figura 31. Fotografias da flotação FAD em nível de bancada. (a) Tempo de flotação = 20 s; (b) Tempo de flotação = 40 s; (c) Tempo de flotação = 60 s; (d) Camada de lodo flotado.

Estudos do efeito do pH de coagulação com sulfato de alumínio na Flotação FAD:

A influência do pH de coagulação com sulfato de alumínio na redução de turbidez da água bruta via FAD foi estudada em quatro níveis (6.1; 6.3; 6.5 e 6.9). Foi utilizado o sistema de agregação-flotação composto pelo vaso saturador acoplado ao equipamento flotateste.

Nesses estudos foram mantidos fixos os parâmetros taxa de reciclo (20 %), pressão de saturação (4 atm), concentração de sulfato de alumínio (30 mg.L^{-1}), G de mistura rápida (1000 s^{-1}), tempo de mistura rápida (1 min), G de mistura lenta (70 s^{-1}) e tempo de mistura lenta (5 min). Os ensaios foram realizados em duplicata para cada nível de pH estudado.

Estudos do efeito da concentração de sulfato de alumínio na coagulação-Flotação FAD:

A influência da concentração de sulfato de alumínio na redução de turbidez da água bruta via FAD foi estudada em quatro níveis (20; 30; 40 e 50 mg.L^{-1}). Foi utilizado o mesmo sistema de agregação-flotação descrito anteriormente. Esses estudos foram conduzidos com o pH de coagulação ótimo encontrado na etapa anterior (6.1 – 6.3). Foram mantidos fixos os parâmetros G de mistura rápida (1000 s^{-1}), tempo de mistura rápida (1 min), G de mistura lenta (70 s^{-1}), tempo de mistura lenta (5 min), pressão de saturação (4 atm) e taxa de reciclo (20 %). Os ensaios foram realizados em duplicata para cada nível de concentração de sulfato de alumínio estudado.

Estudos do efeito dos gradientes de velocidade (G) de mistura rápida e lenta na coagulação-Flotação FAD:

A influência dos gradientes de velocidade de mistura rápida e lenta na redução de turbidez da água bruta via FAD foi estudada em três níveis ($700, 1000$ e 1300 s^{-1} – mistura rápida; $20, 50$ e 80 s^{-1} – mistura lenta). Foi utilizado o mesmo sistema de agregação-flotação anterior. Foram mantidos fixos os parâmetros pH do meio (6.1 – 6.3), concentração de sulfato de alumínio (30 mg.L^{-1}), tempo de mistura rápida (1 min), tempo de mistura lenta (5 min), taxa de reciclo (20 %) e pressão de saturação (4 atm). Os ensaios foram realizados em duplicata para cada nível de gradiente de velocidade estudado.

Estudos do efeito da concentração de polímero floculante e do gradiente de velocidade (G) de mistura lenta na agregação-Flotação FAD e na agregação-sedimentação:

Nesses estudos foi comparada a eficiência de redução de turbidez da água bruta via FAD de três polímeros floculantes (poliacrilamida não-iônica FX NS2 – Faxon Química; poliacrilamida não-iônica QEMIFLOC AH1020 PWG – Union Química; poliacrilamida catiônica FX CS4 – Faxon Química). Foram avaliados quatro níveis de concentração ($0,05; 0,1; 0,5$ e 1 mg.L^{-1}) para cada polímero floculante. Foram mantidos fixos os parâmetros pH do meio (6.1 – 6.3), concentração de sulfato de alumínio (30 mg.L^{-1}), G de mistura rápida (1000

s^{-1}), tempo de mistura rápida (1 min), G de mistura lenta ($80 s^{-1}$), tempo de mistura lenta (5 min), taxa de reciclo (20 %) e pressão de saturação (4 atm).

Nos estudos do efeito do G de floculação (mistura lenta) na redução de turbidez da água bruta via FAD e sedimentação foi utilizada a poliacrilamida não-iônica QEMIFLOC AH1020 PWG, mesmo polímero empregado na ETA Rio Branco da Corsan. Foram avaliados quatro níveis de G de mistura lenta na floculação (20, 50, 80 e $110 s^{-1}$). Foram mantidos fixos os parâmetros pH do meio (6.1 – 6.3), concentração de sulfato de alumínio ($30 mg.L^{-1}$), G de mistura rápida ($1000 s^{-1}$), tempo de mistura rápida (1 min), concentração de polímero ($0,05 mg.L^{-1}$), tempo de mistura lenta (20 min), taxa de reciclo (20 %) e pressão de saturação (4 atm).

Em todos os estudos do efeito da concentração de polímero floculante e G de mistura lenta na agregação-Flotação FAD foi utilizado a mesma técnica de agregação-flotação descrita anteriormente e os ensaios foram realizados em duplicata para cada nível estudado. Nos estudos do efeito do G de mistura lenta na agregação-sedimentação foi utilizado o mesmo sistema de agregação, mas sem o vaso saturador.

Estudos do efeito da pressão de saturação e da taxa de reciclo na Flotação FAD:

Esses estudos foram realizados em sistema de agregação-flotação composto por vaso saturador acoplado a célula de flotação cilíndrica em acrílico (Figura 32). A agitação de mistura rápida e lenta foi realizada com agitador magnético (Fisatom[®] 752A), sem controle de gradientes de velocidade durante a mistura.

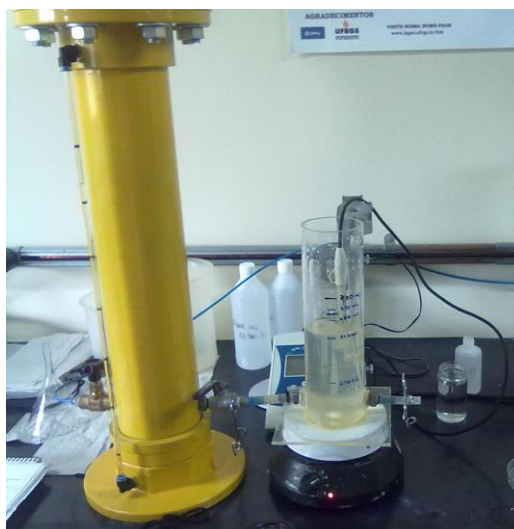


Figura 32. Sistema de agregação-flotação utilizado nos estudos do efeito da pressão de saturação e taxa de reciclo na redução de turbidez da água bruta via Flotação FAD.

A pressão de saturação e taxa de reciclo da FAD foram estudadas em dois níveis, em experimentos cruzados, conforme mostra a Tabela 7. Nesses estudos foram mantidos fixos os parâmetros pH do meio (6.5), concentração de sulfato de alumínio (30 mg.L^{-1}), tempo de agitação magnética (5 min). Os ensaios foram realizados em triplicata para cada nível estudado.

Tabela 7. Matriz experimental dos estudos de bancada para avaliação da influência da pressão de saturação e da taxa de reciclo na FAD.

| Ensaio | Pressão de saturação, atm | Taxa de reciclo, % |
|--------|---------------------------|--------------------|
| 1 | 4 | 20 |
| 2 | 4 | 30 |
| 3 | 5 | 20 |
| 4 | 5 | 30 |

O procedimento utilizado nos estudos do efeito da pressão de saturação e da taxa de reciclo na redução de turbidez da água bruta via FAD seguiu a sequência descrita a seguir:

- Preenchimento do volume do vaso saturador com água destilada e injeção de ar comprimido. Ajuste da válvula de entrada de ar e da válvula de alívio para manter a pressão interna do vaso saturador no valor estudado por um período de 30 min;
- Calibração do medidor de pH com padrões 4 e 7;
- Preparação de soluções-mães dos reagentes a serem utilizados. $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 5.000 \text{ mg.L}^{-1}$; $[\text{Cal hidratada}] = 0,25 \text{ \% w/w}$;
- Medição da turbidez da água bruta;
- Condicionamento na célula de flotação, com 500 mL de amostra de água bruta na célula de acrílico e ajuste da agitação magnética (dial de agitação magnética = 4);
- Adição da solução-mãe de sulfato de alumínio com micropipeta volumétrica e início da medição do tempo de agitação (5 min) e ajuste do pH do meio com solução de cal hidratada;
- Interrupção da agitação e adição de volume de água saturada referente a taxa de reciclo estudada, através da válvula agulha acoplada na célula de flotação;

- Após a ascensão das microbolhas foi feita uma amostragem de duas alíquotas de água clarificada para medição da turbidez residual em duplicata;
- Esses procedimentos anteriores são repetidos para cada ensaio.

3.3. Estudos em nível piloto

3.3.1. Materiais

Os reagentes usados nos estudos em planta piloto são os mesmos empregados na ETA Rio Branco e são descritos na Tabela 8.

Tabela 8. Reagentes utilizados nos estudos comparativos de redução de turbidez da água bruta via flotação por ar dissolvido com bomba multifásica (FAD-B) e sedimentação lamelar (SL) em planta piloto.

| Reagente | Fabricante/fornecedor | Observações |
|---|-----------------------|---|
| Sulfato de Alumínio Líquido | DEPC - Corsan | Solução líquida com [sulfato de alumínio] = 653,7 g.L ⁻¹ |
| Cal hidratada – Ca(OH) ₂ | Cal Arco Íris | Produto em pó, especial para tratamento de água |
| Poliacrilamida não-iônica - QEMIFLOC AH1020 PWG | Union Química | Produto sólido granular, polímero sintético de alto peso molecular, |

A planta piloto instalada na ETA Rio Branco (Figura 33) foi dividida em cinco unidades básicas com funções definidas: 1) unidade de bombeamento (alimentação) de água bruta; 2) unidade de dosagem de reagentes; 3) unidade de coagulação/floculação com mistura mecanizada (etapas de mistura rápida e lenta); 4) unidade de sedimentação lamelar – SL; e 5) unidade de flotação de ar dissolvido com bomba multifásica– FAD-B.



Figura 33. Sistemas de tratamento de água em nível piloto e descrição de suas unidades básicas. 1) Bombeamento (alimentação); 2) Dosagem de reagentes; 3) Coagulação/floculação; 4) Sedimentação Lamelar - SL; 5) Flotação de ar dissolvido com bomba multifásica – FAD-B.

1) Unidade de bombeamento (alimentação) de água bruta

A água bruta era captada do tanque de equalização da ETA Rio Branco, a uma profundidade de 1,5 m, com a utilização de uma bomba centrífuga (motor Weg 2.0 cv) (Figura 34) com tubulação de entrada composta por válvula de pé e crivo em PVC e tubo de PVC com 32 mm de diâmetro.

A vazão era ajustada por uma válvula gaveta na saída da bomba e um rotâmetro (Applitec[®] Modelo AP2000SS) foi utilizado para medir a vazão de alimentação do sistema. Um amostrador (válvula esfera) foi colocado na linha de descarga da bomba para amostragem de água bruta.

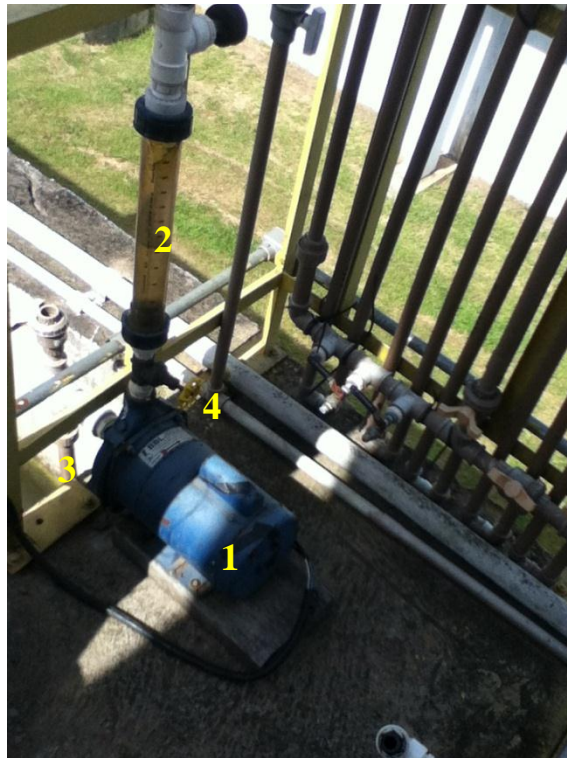


Figura 34. Unidade de bombeamento (alimentação) de água bruta da planta piloto. 1) Bomba centrífuga; 2) Rotâmetro para medição de vazão de alimentação; 3) Tubulação para captação de água bruta; 4) Válvula gaveta para ajuste de vazão.

2) Unidade de dosagem de reagentes

O preparo da solução-mãe dos reagentes foi feito utilizando tanques cilíndricos construídos em PVC. Três bombas dosadoras (Exatta[®] modelo EX20SV) foram utilizadas para dosar a solução-mãe dos reagentes nos tanques de mistura via mangueiras de 5 mm de diâmetro. A Figura 35 mostra uma fotografia da unidade de dosagem de reagentes.

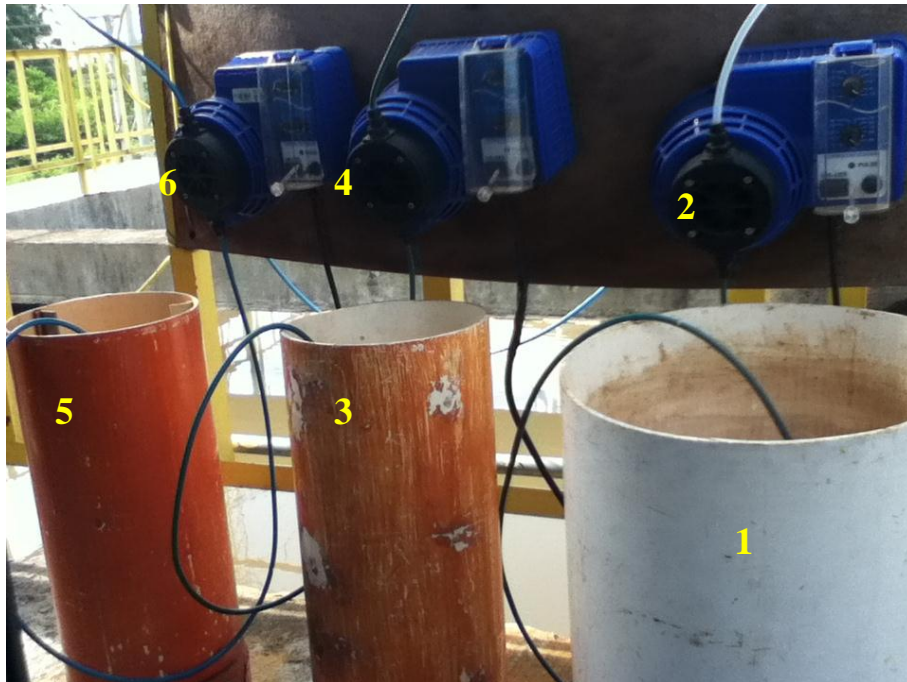


Figura 35. Unidade de dosagem de reagentes. 1) Tanque de preparo de solução de cal hidratada; 2) Bomba dosadora de cal hidratada; 3) Tanque de preparo de solução de sulfato de alumínio; 4) Bomba dosadora de sulfato de alumínio; 5) Tanque de preparo de solução de polímero; 6) Bomba dosadora de polímero.

3) Unidade de coagulação/floculação

Os tanques mecanizados (Figura 36) nas etapas de coagulação/floculação com mistura rápida e mistura lenta, foram construídos em aço e dimensionados de acordo com parâmetros operacionais propostos por Di Bernardo e Paz (2008). Os mesmos possuem uma seção transversal quadrada e aletas nas laterais internas.

A agitação foi realizada com dois motores elétricos, com eixos acoplados a hélices de mistura. No tanque de mistura rápida foi utilizada uma hélice de mistura do tipo fluxo radial e a mistura lenta foi promovida por hélice do tipo fluxo axial (Figura 37.a e Figura 37.b).



Figura 36. Sistema de tanques de mistura mecanizada usado nas etapas de coagulação/floculação em nível piloto. a) Tanque de mistura rápida; b) Tanque de mistura lenta; c) Motor elétrico para mistura rápida; d) Motor elétrico para mistura lenta. Outros detalhes construtivos são descritos na Tabela 9.



Figura 37. Fotografias das partes internas dos tanques de agitação mecanizada. (a) Tanque de mistura rápida com hélice de tipo fluxo radial; (b) Tanque de mistura lenta com hélice de tipo fluxo axial.

Um painel de controle (Figura 38) com dois inversores de frequência foi utilizado para ajuste da rotação dos motores de agitação. Assim, os gradientes de velocidade puderam ser ajustados com a rotação, de acordo com as Equações 14 e 15, para o caso de hélices do tipo fluxo radial e axial, respectivamente (Di Bernardo e Paz, 2008).

$$G = 4,86 \times 10^{-2} \sqrt{\frac{n^3 D^5}{\mu V}} \quad (14)$$

$$G = 2,48 \times 10^{-2} \sqrt{\frac{n^3 D^5}{\mu V}} \quad (15)$$

onde:

n é a rotação do motor (rpm);

D é o diâmetro da hélice (m);

μ é a viscosidade do fluido (kgf.s.m^{-2});

V é o volume do tanque (m^3);



Figura 38. Painel elétrico com inversores de frequência para ajuste da rotação dos motores de agitação nos tanques de coagulação/floculação. Outras especificações são detalhadas na Tabela 9.

Tabela 9. Especificações técnicas e detalhes construtivos dos elementos da unidade de coagulação/floculação da planta piloto.

| Mistura rápida | |
|------------------------|-----------------------------|
| Volume do tanque | 18 L |
| Profundidade | 25 cm |
| Largura | 25 cm |
| Largura das aletas | 1 cm |
| Hélice de fluxo radial | 6 pás |
| Diâmetro da hélice | 10 cm |
| Distância hélice-fundo | 7 cm |
| Motor de agitação | Weg [®] 1/4 cv |
| Inversor de frequência | Provolt [®] CFP 75 |
| Mistura lenta | |
| Volume do tanque | 333 L |
| Profundidade | 92 cm |
| Largura | 60 cm |
| Largura das aletas | 2,5 cm |
| Hélice de fluxo axial | 6 pás |
| Diâmetro da hélice | 30 cm |
| Distância hélice-fundo | 30 cm |
| Motor de agitação | Weg [®] 1/3 cv |
| Inversor de frequência | Provolt [®] CFP 75 |

4) Unidade de sedimentação lamelar – SL

O tanque de sedimentação lamelar (SL) usado nos estudos (Aquafлот Industrial Ltda) foi construído em aço e conta de um tanque cilíndrico inclinado, com tubos internos arranjados paralelamente. A Figura 39 mostra a vista lateral do tanque de sedimentação usado no estudo e o detalhe dos tubos inclinados inseridos dentro do tanque. Na Tabela 10 são apresentadas as características construtivas do tanque de sedimentação lamelar.



Figura 39. Equipamento de sedimentação lamelar utilizado na planta piloto. Detalhes construtivos na Tabela 10.

Tabela 10. Características construtivas do tanque de sedimentação lamelar – SL.

| Tanque de Sedimentação Lamelar – SL | |
|--|---------------------|
| Volume do tanque | 0,33 m ³ |
| Área de sedimentação | 0,22 m ² |
| Ângulo de inclinação dos tubos | 55 ° |
| Diâmetro dos tubos | 0,05 m |
| Comprimento dos tubos | 1,2 m |

5) Unidade de flotação de ar dissolvido por bomba multifásica – FAD-B.

A unidade contínua de FAD-B (Figura 40) incluía basicamente um tanque de flotação em acrílico e uma bomba centrífuga multifásica para saturação de ar na água de reciclo e geração de microbolhas. Na Tabela 11 são mostradas as características construtivas e especificações técnicas dos elementos da unidade de flotação de ar dissolvido com microbolhas geradas por bomba multifásica – FAD-B.

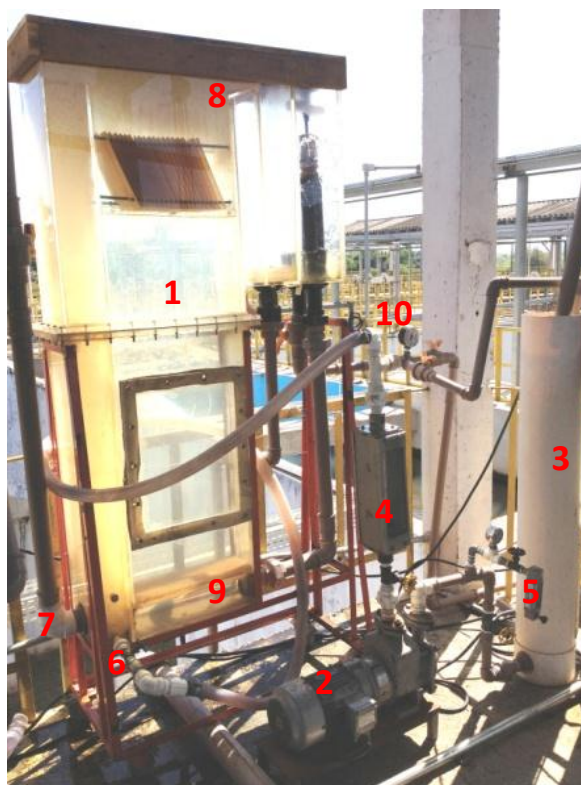


Figura 40. Unidade de flotação por ar dissolvido com bomba multifásica (FAD-B) da planta piloto: 1) Célula de flotação; 2) Bomba multifásica para geração de microbolhas; 3) Tanque de reciclo; 4) Rotâmetro; 5) Rotâmetro de ar; 6) Válvula agulha; 7) Entrada da alimentação da célula; 8) Sistema de remoção do lodo flotado; 9) Saída de água clarificada; 10) Manômetro para medição da pressão de operação da bomba.

Tabela 11. Especificações técnicas, fornecedores e características construtivas dos elementos da unidade de FAD-B da planta piloto.

| Sistema Flotação de Ar Dissolvido com Bomba Multifásica – FAD-B | | | |
|--|---|----------------|--|
| Célula de flotação | Volume útil | | 0,15 m ³ |
| | Altura da zona de contato | | 1,51 m |
| | Volume da zona de contato | | 0,03 m ³ |
| | Volume da zona de separação | | 0,12 m ³ |
| | Área útil | | 0,1 m ² |
| Bomba centrífuga Multifásica | Edur [®] EB3 motor Lammers 2,55 kW | | |
| Tanque de reciclo | Altura | | 1,2 m |
| | Diâmetro | | 0,2 m |
| Rotâmetro da vazão de reciclo | OMEL [®] | Vazão = | 0,15 – 1,5 m ³ .h ⁻¹ |
| Rotâmetro de ar | OMEL [®] | Vazão máxima = | 5 NL.min ⁻¹ |

A Figura 41 mostra detalhes do projeto-desenhos da célula de flotação utilizada na planta piloto.

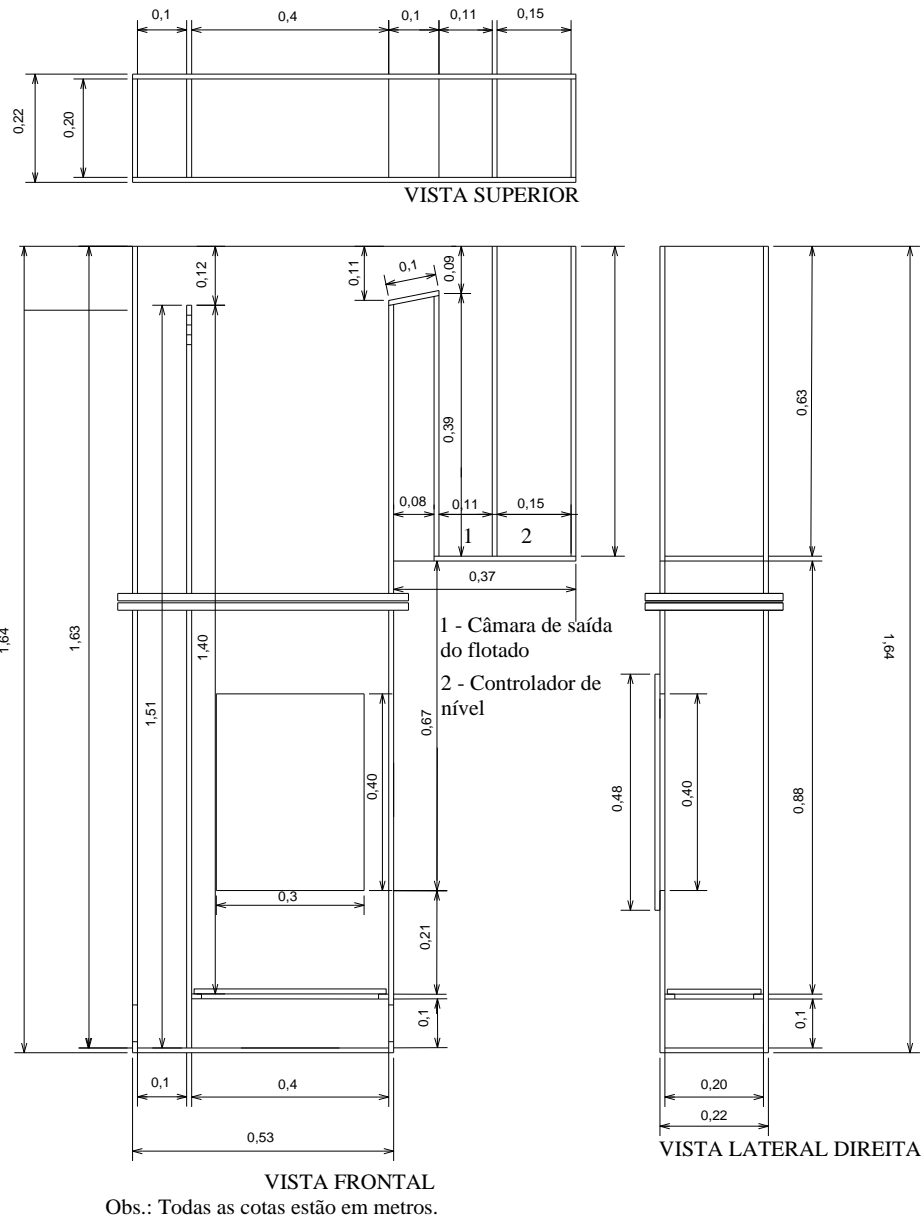


Figura 41. Projeto da célula de flotação por ar dissolvido, nível piloto. Desenhos de projeto da célula de flotação (LTM-UFRGS).

3.3.2. Métodos

A planta piloto instalada na ETA Rio Branco foi constituída de três operações básicas: i) coagulação/floculação com mistura mecanizada (etapas de mistura rápida e lenta); ii) sedimentação lamelar – SL; e iii) flotação por ar dissolvido por bomba multifásica– FAD-B. Os processos de SL e FAD-B foram avaliados em linhas paralelas após a operação “i”, com a

realização de ensaios em momentos distintos. Na Figura 42 é mostrado um diagrama esquemático da planta piloto e suas operações básicas.

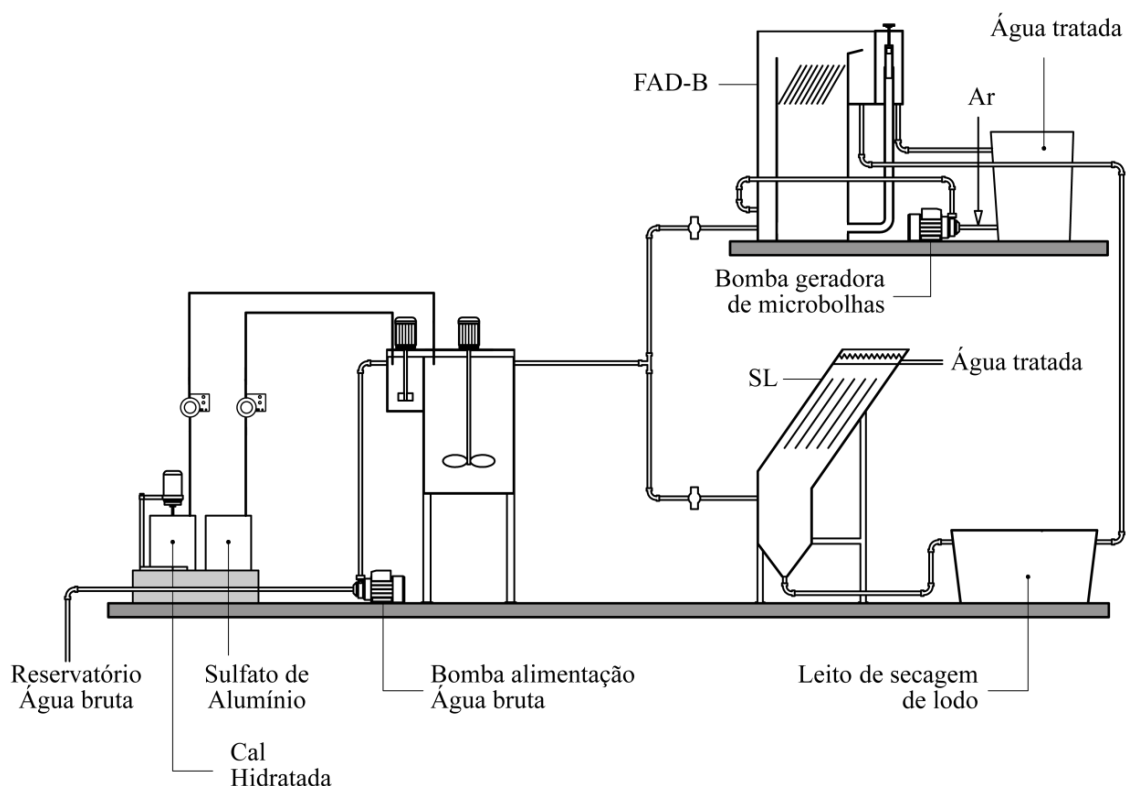


Figura 42. Ilustração esquemática da planta piloto: etapa de coagulação/floculação seguida por duas linhas paralelas de separação sólido/líquido (FAD-B e SL).

Os estudos foram conduzidos em duas etapas. Entre os meses de fevereiro e maio de 2012 foi realizado um estudo comparativo das técnicas FAD-B e SL na redução de turbidez da água bruta em diferentes TAS ($2, 3, 4$ e $5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ para SL; $9, 11, 13$ e $15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ para FAD-B) utilizando sulfato de alumínio ($30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) como reagente de coagulação. Entre os meses de setembro e dezembro de 2012 foi realizado um estudo comparativo das técnicas FAD-B e SL, em uma única TAS ($3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ para SL e $9 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ para FAD-B), utilizando sulfato de alumínio ($30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) como coagulante e uma poliacrilamida não-íonica de alto peso molecular (Qemifloc AH1020 PWG) como floculante. Nos estudos de FAD-B a concentração de poliacrilamida foi variada em até três níveis diferentes ($0; 0,03$ e $0,06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) durante a execução dos ensaios (um ensaio por dia de operação) na SL foi utilizada a mesma concentração de polímero que é frequentemente utilizada na ETA Rio Branco ($0,06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

A água bruta era coletada do reservatório da ETA (Figura 43) com uso de uma bomba centrífuga. A vazão de alimentação era ajustada para cada experimento, de modo a variar a

TAS nos valores estudados. A dosagem de reagentes foi feita com bombas dosadoras peristálticas. A solução mãe de sulfato de alumínio (6500 mg.L^{-1}) era injetada diretamente na câmara de mistura rápida com agitação mecânica e rotação de 540 rpm ($G = 1300 \text{ s}^{-1}$). Nos ensaios realizados com a utilização de polímero floculante, esse reagente era injetado no tanque de mistura lenta.



Figura 43. Tanque de recepção (equalização) de água bruta da ETA Rio Branco da Corsan (Canoas-RS).

O ajuste do pH do meio (6,2) foi realizado com a adição de uma solução de cal hidratada (0,25 % em massa) no tanque de mistura rápida com uso de uma bomba peristáltica dosadora. Nos ensaios de FAD-B a rotação do motor de agitação do tanque de mistura lenta foi mantido em 55 rpm ($G = 80 \text{ s}^{-1}$) e na SL a rotação era ajustada em 30 rpm ($G = 35 \text{ s}^{-1}$). Nos estudos de FAD-B foram mantidos constantes a pressão de saturação (5 atm) e a taxa de reciclo (20 %).

As amostras (50 mL) de água tratada eram coletadas em intervalos de 10 minutos durante a realização dos ensaios de FAD-B e intervalos de 20 minutos foram utilizados para SL. Alíquotas em duplicata eram analisadas para o parâmetro turbidez. Os ensaios foram

conduzidos até que fosse alcançado o estado estacionário, identificado pela estabilização do valor de turbidez residual.

O pH do meio era monitorado com um medidor de pH portátil (modelo Ecosense[®] pH 100 da empresa YSI Inc.).

A turbidez das alíquotas de água clarificada e de água bruta foi determinada pelo método de espalhamento de luz, utilizando um nefelômetro portátil (AP 2000[®] Policontrol).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização da água bruta

A Tabela 12 resume valores de diversos parâmetros químicos e físico-químicos da água bruta do Arroio das Garças (Canoas-RS). Esses valores, medidos durante a realização dos estudos (fevereiro 2012 – novembro 2012), são comparados com os padrões de potabilidade, estabelecidos pela Portaria MS 2.914/2011.

Tabela 12. Caracterização química e físico-química da água bruta do Arroio das Garças (Canoas-RS). Valores médios obtidos durante o período de fevereiro 2012 a novembro 2012.

| Parâmetro | Água bruta | | Portaria MS 2.914/2011 |
|---|------------|-----------------|---------------------------|
| | Média | Mínimo – Máximo | |
| pH | 6,8 | 6,5 – 6,9 | 6 – 9 |
| Turbidez, NTU | 24,3 | 10 – 48 | 0,5 |
| Cor, uH | 171 | 120 – 240 | 15 |
| ST, mg.L ⁻¹ | 150 | 92 – 230 | - |
| SST, mg.L ⁻¹ | 7 | 4 – 10 | - |
| SDT, mg.L ⁻¹ | 144 | 86 – 224 | 1000 |
| Alcalinidade, mg CaCO ₃ .L ⁻¹ | 26 | 21 – 31 | - |

A Tabela 12 mostra uma variação significativa nos valores medidos, mínimos e máximos, para os parâmetros turbidez, cor e sólidos totais. Algumas dessas características sofrem variações sazonais, como o aumento da turbidez e do teor de sólidos suspensos em épocas estiagem. Ainda, esses podem sofrer variações decorrentes de eventos à montante do ponto de captação (despejo de efluentes urbanos ou industriais, intervenções no leito do arroio, ocorrência de fortes chuvas que aumentam a vazão do corpo d'água).

Devido a essas variações nas características da água bruta, a rotina de operação da ETA Rio Branco adota medidas que visam garantir a segurança e eficiência dos processos de tratamento de água. Por exemplo, em picos de turbidez elevada nas águas, são adotadas medidas de urgência como aumento da concentração de sulfato de alumínio e o uso de um floculante polimérico para aprimorar uma agregação eficiente do sólidos suspensos.

Resultados semelhantes foram encontrados por Carissimi (2007) na caracterização da água bruta da ETA São João (DMAE¹), com ponto de captação no estuário do Guaíba (zona

¹ Departamento Municipal de Água e Esgoto (Porto Alegre-RS).

norte de Porto Alegre-RS), esta região fica localizada no delta do Rio Jacuí, próximo ao ponto de captação da ETA Rio Branco (Canoas-RS). Os estudos de Carissimi (2007) também são similares ao presente, visando informações técnicas sobre o processo de flotação aplicado no tratamento de águas de abastecimento.

4.2. Estudos de agregação-Flotação FAD em nível de bancada

Os estudos incluíram a avaliação dos efeitos de diversos parâmetros químicos e físico-químicos na eficiência da agregação (pH, concentração de reagentes e gradientes de velocidade). Após determinar esses valores ótimos foram medidos alguns parâmetros operacionais da FAD, como a taxa de reciclo e a pressão de saturação ar/água no tratamento da mesma água bruta do Arroio das Garças. A eficiência foi medida via análises de turbidez residual na água tratada e a redução percentual de turbidez, calculada por comparação com a turbidez das amostras de água bruta. Todos os resultados são mostrados no formato de gráficos e as tabelas com os valores obtidos, em cada um desses estudos, são descritos no Apêndice I.

Efeito do pH do meio na coagulação-precipitação de sulfato de alumínio e na Flotação-FAD:

A Figura 44 mostra a eficiência da FAD para diferentes valores de pH de coagulação com sulfato de alumínio. Os estudos foram realizados em duplicata e os resultados correspondem à média desses valores.

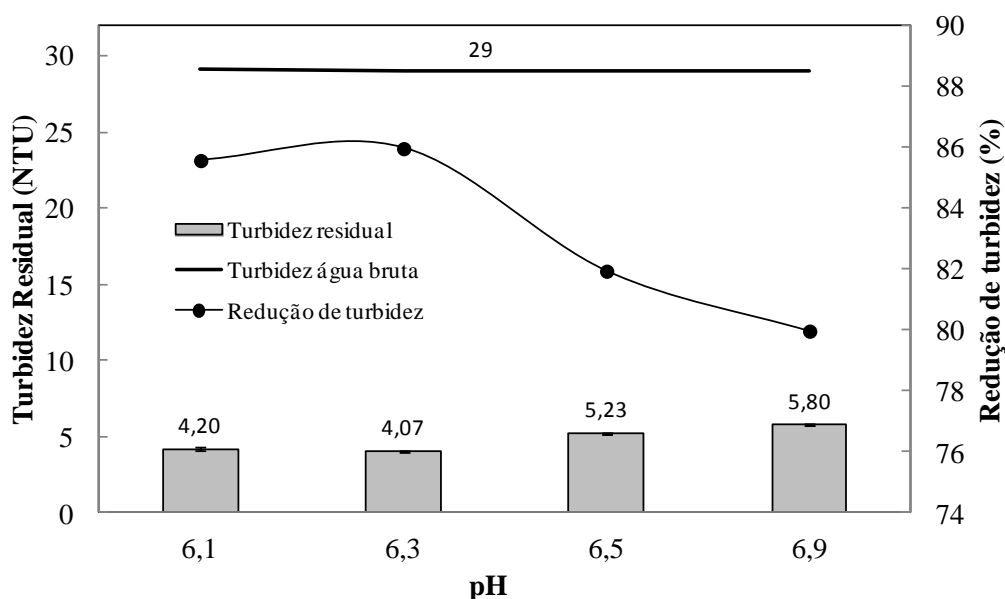


Figura 44. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Redução de turbidez em função do pH de coagulação com sulfato de alumínio. Condições: $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} ; G de mistura lenta = 70 s^{-1} ; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min.

Foi encontrada uma região de pH ótimo para coagulação com sulfato de alumínio entre 6.1 e 6.3, com uma redução de 86 % de turbidez da água bruta. De acordo com extensivos estudos reportados na literatura, os mecanismos que atuam na coagulação química com sulfato de alumínio são essencialmente dois: 1. Neutralização de carga superficial das partículas e 2. Varredura (arraste) provocado pela sedimentação dos coágulos de $Al(OH)_3$ (Amirtharajah e O'Melia, 1990).

De acordo com Duan e Gregory (2003), para valores de pH próximos a 6.2 obtêm-se a maior proporção molar do elemento alumínio na forma de precipitados coloidais (hidróxidos). Amirtharajah e Mills (1982) reportaram o diagrama de espécies de sulfato de alumínio (Figura 45) em função do pH do meio. Nas condições utilizadas no ensaio ($[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$) e no pH ótimo (6.1 – 6.3), o diagrama ilustra os fenômenos de neutralização de potencial zeta e a geração de espécies coloidais de $Al(OH)_3$, responsáveis do efeito varredura. O mesmo diagrama também mostra que uma pequena variação de pH colocaria o sistema em uma zona de re-estabilização ou dispersão. Esses fenômenos explicam os resultados obtidos de Coagulação-Flotação FAD, nesta dissertação.

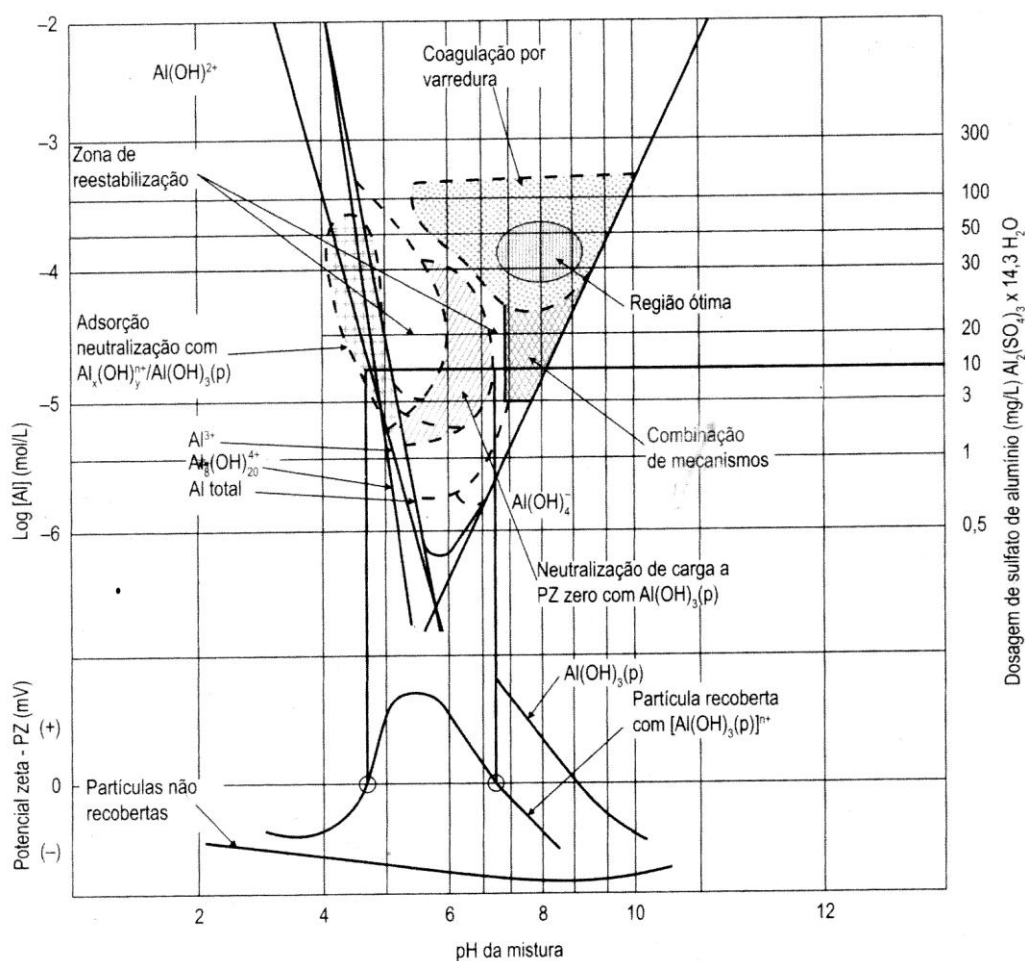


Figura 45. Diagrama de espécies de alumínio, potencial zeta e regiões de coagulação, em função do pH do meio (Fonte: Amirtharajah e Mills, 1982).

Efeito da concentração de sulfato de alumínio na coagulação-flotação FAD:

Nos estudos do efeito da concentração de sulfato de alumínio na coagulação da água bruta do Arroio das Garças (Canoas-RS) foi empregado o pH otimizado na etapa anterior (6.1 - 6.3). O efeito da concentração de sulfato de alumínio na redução de turbidez da água bruta por FAD em nível de bancada é mostrado na Figura 46. Os ensaios foram realizados em duplicata e os resultados correspondem à média dos valores dessas duplicatas.

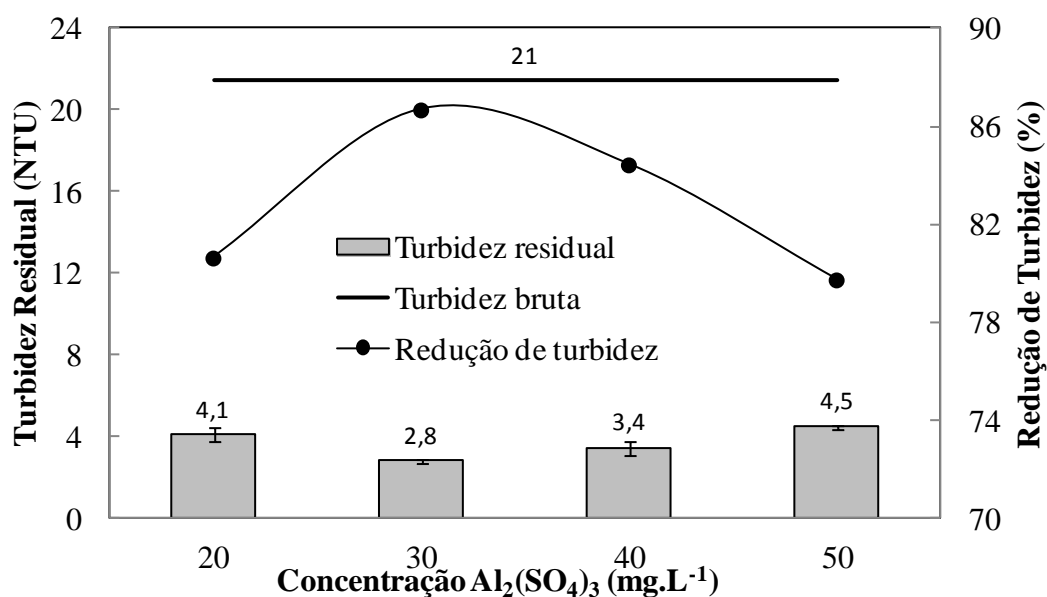


Figura 46. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito da concentração de sulfato de alumínio na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 21 NTU; pH = 6,2; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} ; G de mistura lenta = 70 s^{-1} ; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min.

A Figura 46 mostra que a eficiência da separação por flotação-FAD depende da concentração, com um máximo em 30 mg.L^{-1} equivalente a 87 % de redução da turbidez. Resultados em nível piloto confirmaram esses resultados, tal como será mostrado na sequência. Em condições normais, na ausência de chuvas fortes, descarga de efluentes à montante do ponto de captação e/ou em épocas de estiagem, a concentração de sulfato de alumínio utilizada na ETA oscila entre 23 e 30 mg.L^{-1} , o ajuste dessa concentração é realizado a cada três horas após testes em reatores estáticos (*jar teste*).

De acordo com Duan e Gregory (2003), a concentração de sulfato de alumínio ótima obedece a uma relação estequiométrica entre as espécies formadas e a concentração de partículas. Para concentrações muito elevadas de coagulante poderia ocasionar a reversão de cargas das partículas e a reestabilização do sistema coloidal, fenômeno também observado no diagrama de coagulação de Amirtharajah e Mills (1982), mostrado na Figura 45. Pernitsky (2003) realizou um estudo do efeito da concentração total de alumínio na carga superficial (medida pela mobilidade eletroforética) dos coágulos formados na coagulação de água bruta de baixa turbidez (1 NTU) e os resultados apontaram que em concentrações de alumínio total acima de 2 mg.L^{-1} , ocorre uma reversão de carga das partículas, tornando-as positivas e

reestabilizando o sistema coloidal. Reali e Marchetto (2001) encontraram resultados semelhantes para coagulação-flotação de uma água bruta preparada em laboratório (ácidos húmicos + caulim), nesse caso a concentração de sulfato de alumínio ótima encontrada por esses autores foi de 40 mg.L^{-1} , mostrando que para concentrações elevadas de sulfato de alumínio a eficiência de coagulação foi prejudicada. Isto pode explicar os resultados encontrados com concentrações de sulfato de alumínio acima de 40 mg.L^{-1} , encontrados nos estudos dessa dissertação.

Efeito dos gradientes de velocidade (G) de mistura rápida e lenta na coagulação e flotação-FAD, com sulfato de alumínio:

Os resultados de redução de turbidez da água bruta por FAD em nível de bancada nos diferentes valores de G de mistura rápida avaliados são mostrados na Figura 47. Os ensaios foram realizados em duplicata e os resultados correspondem à média desses valores.

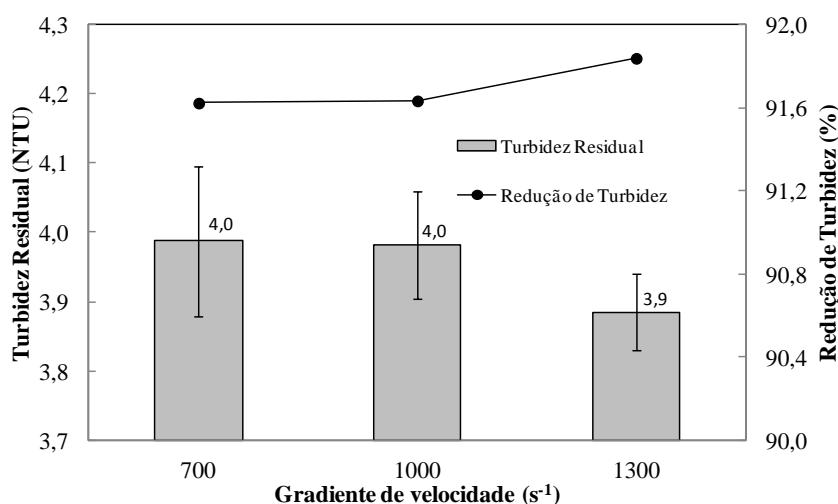


Figura 47. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura rápida na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = $47,6 \text{ NTU}$; $\text{pH} = 6,2$; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 4 atm ; Taxa de reciclo = 20% ; Tempo de mistura rápida = 1 min ; Tempo de mistura lenta = 5 min ; G de mistura lenta = 70 s^{-1} .

A etapa de mistura rápida é responsável pela i. Dispersão-distribuição e formação de espécies do coagulante na fase aquosa dos reagentes; ii. Pela ocorrência de colisões entre as partículas coloidais ou ultrafinas a separar (presentes na água bruta) e os produtos de hidrólise do reagente coagulante (Kemmer, 1987; Delphos e Wesner, 2005; Di Bernardo e Sabogal Paz, 2008).

De acordo com Di Bernardo e Sabogal Paz (2008) as condições ideais para projeto de unidades de mistura rápida em tratamento de água devem ser determinadas, em testes de laboratório em reatores estáticos (Testes de Jarros). Entretanto, normalmente são empregados valores de G de mistura rápida que variam entre 500 e 1200 s^{-1} com tempo de detenção (t_d) inferior a 60 s, e número adimensional ($G \cdot t_d$) de Camp (Camp e Stein, 1943), entre 10.000 e 30.000.

A Tabela 13 mostra que para todos os níveis estudados de G de mistura rápida com tempo de detenção de 60 s, o Número de Camp ficou acima do valor máximo estimado de 30.000. Isso explica os resultados semelhantes de redução de turbidez obtidos nos diferentes níveis estudados de G de mistura rápida.

Tabela 13. Valores dos números adimensionais de Camp nas condições hidrodinâmicas do estudo. Tempo de mistura rápida = 60 s.

| Gradiente de velocidade, s^{-1} | Número de Camp |
|---|-----------------------|
| 700 | 42.000 |
| 1000 | 60.000 |
| 1300 | 78.000 |

A eficiência da separação e redução de turbidez da água bruta via FAD para diferentes valores de G de mistura lenta é mostrada na Figura 48. Os ensaios foram realizados em duplicata e os resultados correspondem à média desses valores.

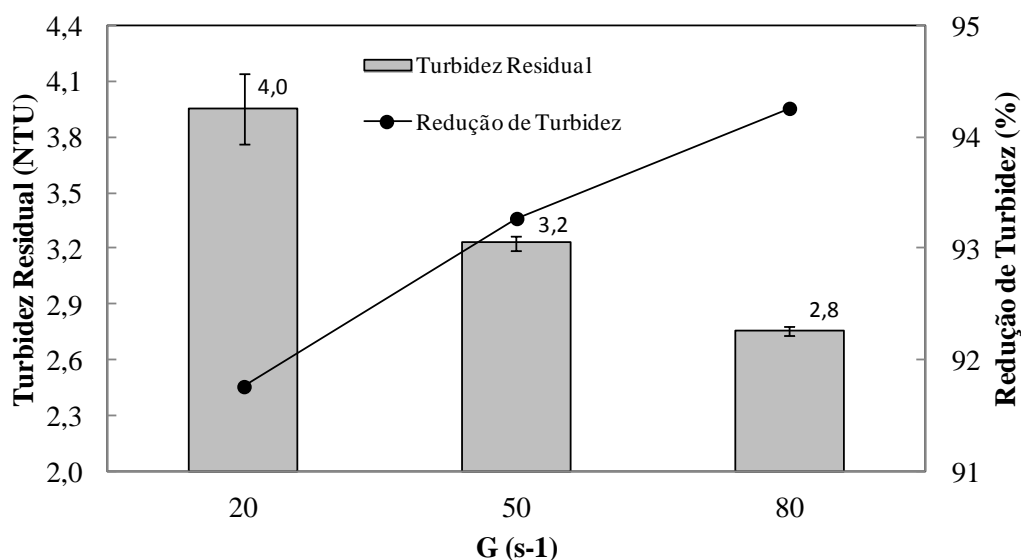


Figura 48. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura lenta na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 48 NTU; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} .

A etapa de mistura lenta tem por objetivo promover a agregação das partículas desestabilizadas na coagulação, ocasionando o crescimento dos agregados. Embora a agitação da mistura deva promover as colisões entre os coágulos, permitindo a atuação dos mecanismos de agregação, o emprego de G elevado e altas taxas de cisalhamento podem causar a quebra desses agregados (Kemmer, 1987; Letterman et al., 2002; Delphos e Wesner, 2005).

Os gradientes de velocidade nas unidades de mistura lenta devem ser estudados e aprimorados em testes de laboratório e dependem, entre outros fatores, dos reagentes empregados e da técnica de separação sólido/líquido utilizada na sequência do tratamento (Di Bernardo e Sabogal Paz, 2008). Os mesmos autores sugeriram faixa de operação de G de mistura lenta entre $10 - 70 \text{ s}^{-1}$.

Assim, os resultados obtidos nos estudos de avaliação da influência do G de mistura lenta demonstram uma melhora na eficiência da FAD na redução de turbidez para o nível mais alto de G estudado (80 s^{-1}). A probabilidade de colisões é maior para valores elevados de G, aumentando a eficiência de agregação e embora operem as forças cisalhantes que causam a ruptura dos agregados, neste caso foram insuficientes na redução da eficiência da FAD.

Efeito da concentração de polímero flocculante na flotação-FAD:

Nos estudos comparativos entre polímeros flocculantes foram testados três polímeros de fornecedores diferentes (poliacrilamida não-iônica FX NS2 – Faxon Química; poliacrilamida não-iônica Qemifloc AH1020 PWG – Union Química; poliacrilamida catiônica FX CS4 – Faxon Química) na redução de turbidez da água bruta por FAD.

A Figura 49 mostra os resultados de redução de turbidez da água bruta. Os ensaios foram realizados em duplicata e os valores encontrados correspondem à média dos valores das duplicatas.

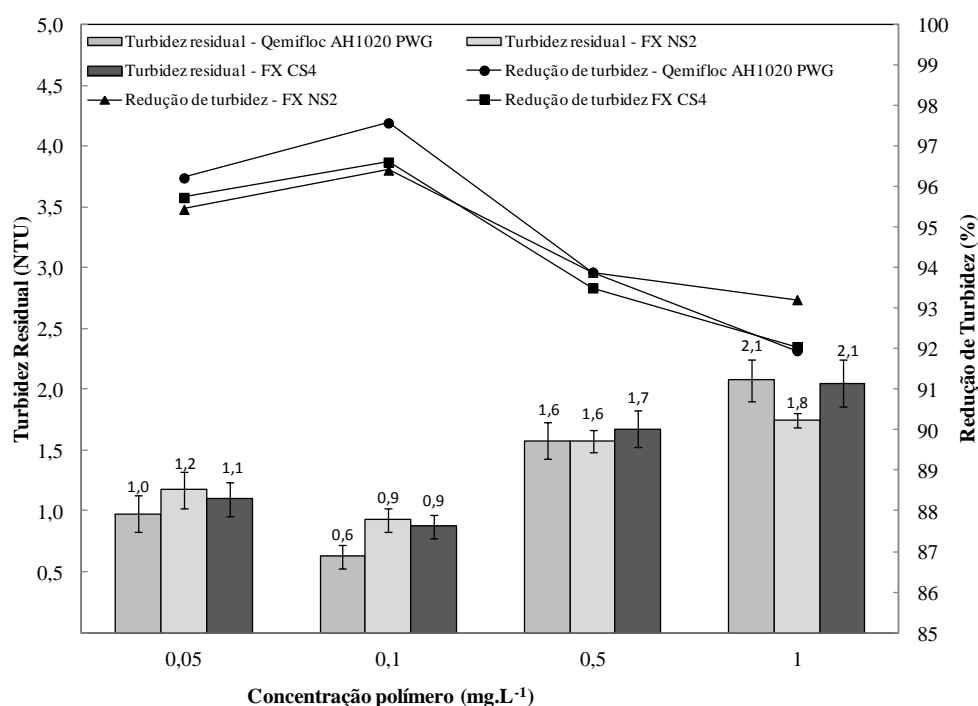


Figura 49. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito do tipo e concentração de polímero na agregação e redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 26 NTU; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

Os melhores valores de redução de turbidez foram obtidos com concentrações baixas de polímeros flocculantes ($0,1 \text{ mg.L}^{-1}$) embora os valores de redução de turbidez não sejam muito variados ou significativos. Entretanto, durante a execução dos experimentos, nas concentrações mais altas de polímero testadas ($0,5$ e 1 mg.L^{-1}), foi observada a formação de

flocos grandes (Figura 50), que apresentaram uma menor taxa de flotação pelas microbolhas geradas.

De acordo com Schulze, 1984; Nguyen e Schulze, 2003; Ata e Jameson, 2005 e Englert, 2008, o diâmetro máximo ($d_{p_m\acute{a}x}$) de uma partícula (coágulos-ultrafinos) passível de ser flotada por uma bolha de diâmetro d_b é dado (aproximadamente) pela Equação 17.

$$d_{p_m\acute{a}x} = \sqrt[3]{\frac{\rho_l}{(\rho_p - \rho_l)} d_b^3} \quad (16)$$

onde ρ_l e ρ_p são as massas específicas do líquido e da partícula, respectivamente.

Entretanto, esses valores não são significativos na presença de flocos poliméricos, onde operam outros fenômenos como a geração de flocos aerados, fato que deve influenciar esta equação. A floculação-flotação com geração de flocos aerados é uma forma de aprimorar os processos de agregação e separação sólido-líquido via floculação-flotação. Estes agregados são estruturas compostas por partículas floculadas por polímeros de alto peso molecular e que possuem elevadas velocidades de ascensão nas operações de flotação conferindo elevadas taxas de processamento às unidades operacionais (Carissimi e Rubio, 2005; Colic et al., 2001; Da Rosa, 2002; Da Rosa e Rubio, 2005; Miller, 2001; Owen et al., 1999; Rodrigues e Rubio, 2007; Rubio, 2003; Rubio et al., 2007; Rulyov, 1999; Rulyov, 2001; Oliveira, 2011).

Na ausência desse fenômeno de geração de flocos aerados e pelo tamanho desses flocos, a menor eficiência da flotação poderia explicar os resultados encontrados para concentrações de polímeros acima de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$.

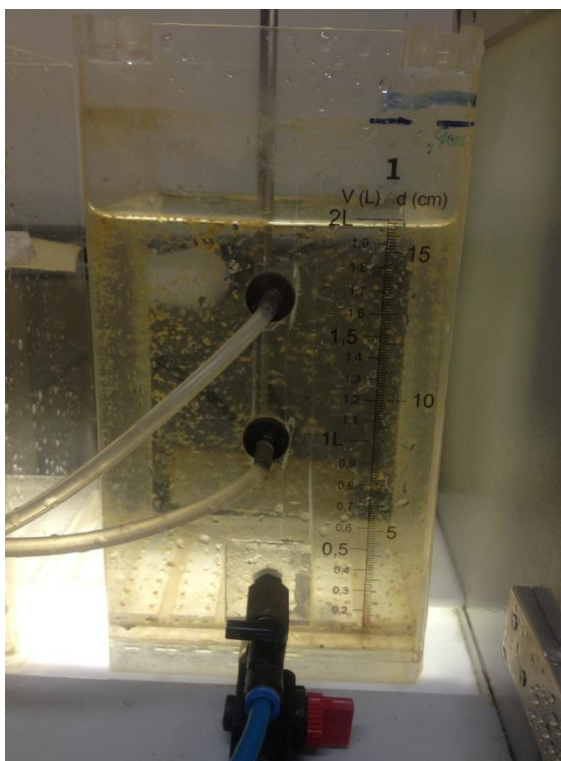


Figura 50. Fotografia da etapa de floculação de um ensaio de Flotação-FAD com uso de polímero floculante. Condições: polímero = poliacrilamida não-iônica Qemifloc AH1020 PWG; Turbidez da água bruta = 26 NTU; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; $[polímero] = 1 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura lenta na coagulação-floculação-flotação FAD e na coagulação-floculação-sedimentação com poliacrilamida não-iônica:

A Figura 51 mostra os resultados de redução de turbidez da água bruta por FAD e sedimentação em nível de bancada nos estudos do efeito do G de mistura lenta na floculação com poliacrilamida não-iônica Qemifloc AH1020 PWG. Os ensaios foram realizados em duplicata e os resultados correspondem à média dos valores das duplicatas.

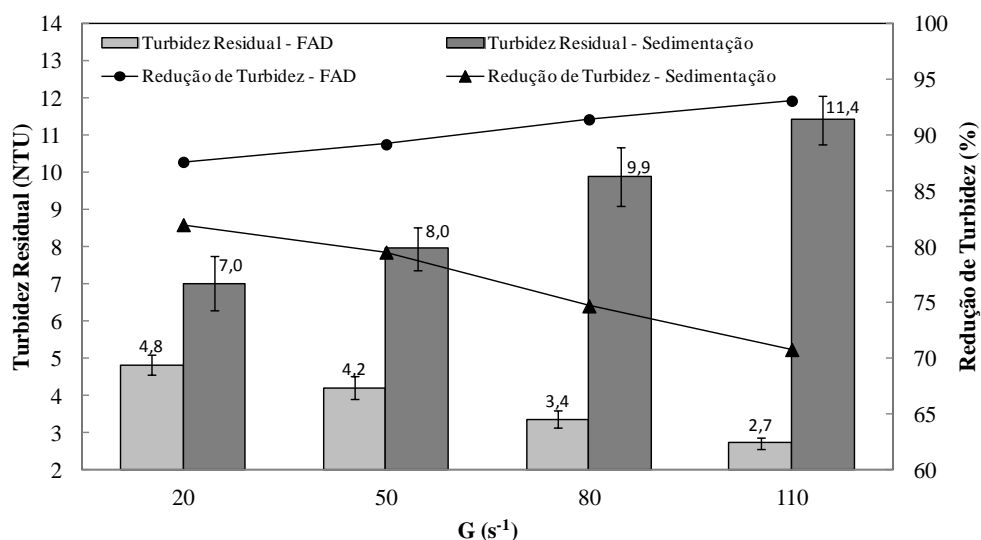


Figura 51. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação-FAD e sedimentação. Efeito do gradiente de velocidade (G) de flocação com poliacrilamida não-iônica Qemifloc AH1020 PWG na redução da turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 39 NTU; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; [polímero] = 0,05 mg.L^{-1} ; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} , Tempo de sedimentação = 5 min.

Muitos autores (Agarwal, 2002, Hopkins e Ducoste, 2003, Owen et al., 2008, Ozkan et al., 2007, Yoon e Deng, 2004) mostram que uma agitação inadequada, com altos valores de G, pode provocar a ruptura dos agregados por forças de cisalhamento, diminuindo o tamanho dos mesmos e, desta forma, influenciando a eficiência de separação sólido-líquido.

A velocidade de sedimentação de partículas esféricas em suspensões diluídas para regime laminar ($Re < 100$) é determinada pela equação de Stokes (Equação 17), demonstrando que a velocidade de sedimentação é diretamente proporcional ao tamanho da partícula.

$$V_s = \frac{2 r^2 g (\rho_p - \rho_f)}{9 \eta} \quad (17)$$

onde, g = aceleração gravitacional; r = raio da partícula; ρ_p = peso específico do sólido; ρ_f = peso específico do fluido; η = viscosidade do fluido.

Isto explica o fato de que os melhores valores de redução de turbidez (82 %) para a sedimentação foram obtidos com um valor menor de G estudado (20 s^{-1}). A ocorrência de

colisões entre as partículas e as cadeias poliméricas para formação dos flocos dependem, entre outros, do grau de agitação da massa líquida (G), da temperatura, da conformação e configuração molecular do polímero e do tempo de mistura (Oliveira e Rubio, 2011). Para valores baixos de G são necessários altos tempos de floculação onde ocorrem colisões e agregações suficientes para a eficiente agregação das partículas. Desta forma são explicados os resultados, não satisfatórios, de redução de turbidez por sedimentação em todos os níveis de G de mistura lenta estudados. Neste caso, o tempo de floculação utilizado (5 min) é bem menor do que os valores propostos na literatura, entre 20 e 40 min (Di Bernardo e Sabogal Paz, 2008).

Nos estudos de FAD, os melhores valores de redução de turbidez (93 %) foram obtidos com emprego de G de mistura lenta no valor mais alto estudado (110 s^{-1}). Assim, embora a ação de forças cisalhantes cause uma ruptura dos agregados, os flocos, agora menores, igualmente apresentam uma eficiente taxa de remoção por FAD.

Efeito da pressão de saturação e da taxa de reciclo na Flotação-FAD:

A Figura 52 apresenta os resultados dos estudos da influência dos parâmetros pressão de saturação e taxa de reciclo na redução de turbidez da água bruta via FAD. Os resultados estão expressos como a média aritmética das duplicatas.

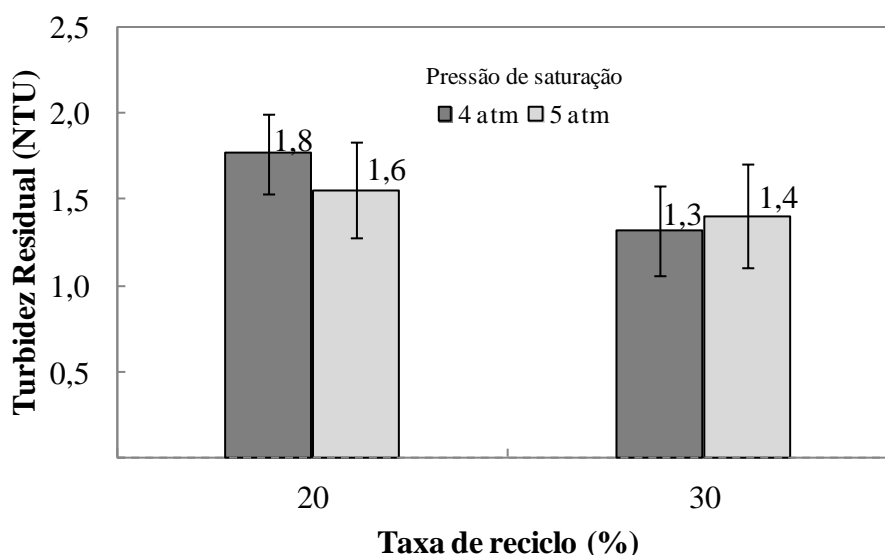


Figura 52. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) via Flotação-FAD. Efeito da taxa de reciclo e pressão de saturação. Condições: Turbidez da água bruta = 19 NTU; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; pH = 6.5; Tempo de mistura = 5 min.

A Figura 52 mostra que a eficiência de flotação FAD é praticamente similar em ambas as pressões de saturação e taxas de reciclo estudadas e todas as eficiências de redução de turbidez alcançaram valores acima de 90 %.

Esses resultados podem ser explicados pela quantidade suficiente de microbolhas geradas em todas essas condições, o que prova a robustez da técnica FAD e permite eventualmente reduzir esses parâmetros visando uma redução de custos operacionais. Dessa forma para taxas de reciclo de 20 % e pressões de saturação de 4 atm, o número de bolhas ou o “*hold-up*”¹ delas é suficiente na remoção dessa massa de agregados. Isto não significa que, para concentrações maiores de sólidos haverá uma necessidade de uma taxa maior de reciclo ou de pressão ou ambas. Os estudos de Rodrigues (2004) e Rodrigues e Rubio (2003), explicam que para maiores pressões de saturação o que muda é a concentração de microbolhas e não seu diâmetro. Assim, aumentando a pressão de saturação, aumenta a percentagem volumétrica da fase gás na suspensão aquosa (lei de Henry). Como resultado a eficiência da flotação é maior, pois o “*lifting power*” ou capacidade de carregamento de partículas por bolhas aumenta.

Amato et al. (2001) e Edzwald (2010) reportaram que as taxas de reciclo tipicamente utilizadas em plantas de tratamento de água que utilizam FAD podem variar de 6 a 20 %, dependendo do teor de sólidos presentes na água bruta e da eficiência de saturação.

Desta forma foram identificados e otimizados os principais parâmetros, químicos, físicos, físico químicos e operacionais que foram empregados e validados em estudos contínuos na planta piloto, e que são detalhados a seguir.

4.3. Estudos em planta piloto – Tratamento de água bruta por Flotação de ar dissolvido com bomba multifásica (FAD-B) e sedimentação lamelar (SL)

Os estudos na planta piloto foram realizados em duas etapas: i) estudo comparativo entre FAD-B e SL na redução de turbidez da água bruta em diferentes taxas de aplicação superficial (TAS); ii) estudo do efeito do uso de polímero floculante na redução de turbidez da água bruta por FAD-B e SL.

A primeira etapa de estudos foi realizada entre os meses de fevereiro e maio de 2012. Foram avaliados diferentes valores de TAS para FAD-B (9; 11; 13 e 15 m³.m⁻².h⁻¹) e para SL (2; 3; 4 e 5 m³.m⁻².h⁻¹) no tratamento da água bruta do Arroio das Garças. A eficiência de

¹ Relação entre o volume de ar na forma de bolhas e o volume de líquido.

separação dos processos foi avaliada via análises de turbidez na água bruta e na água tratada por FAD-B e SL.

A segunda etapa de estudos foi realizada entre os meses de setembro e novembro de 2012. Foram utilizados valores fixos de TAS para FAD-B ($9 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) e SL ($3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$). A concentração de polímero flocculante utilizada para SL foi a mesma empregada na ETA Rio Branco ($0,06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Nos ensaios de FAD-B, com o objetivo de avaliar o desempenho da técnica de separação com diferentes concentrações de polímero, foram utilizados dois níveis de concentração ($0,06$ e $0,03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

1ª etapa de estudos em planta piloto

4.3.1. Efeito da taxa de aplicação superficial (TAS) na redução de turbidez por Flotação de ar dissolvido com bomba multifásica – FAD-B.

Nos ensaios de FAD-B foram mantidos fixos os parâmetros pH do meio (6,2), concentração de sulfato de alumínio ($30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), G de mistura rápida (1300 s^{-1}), G de mistura lenta (80 s^{-1}), pressão de saturação na bomba multifásica (5 atm) e taxa de reciclo (20 %).

Os ensaios foram realizados em duplicata para cada nível de TAS estudado e a Tabela 14 mostra as diferentes vazões de alimentação empregadas e os tempos de detenção de mistura rápida e mistura lenta nos tanques agitados.

Tabela 14. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação – FAD-B. Vazão de alimentação do sistema e tempos de residência nos reatores de mistura rápida e mistura lenta para os diferentes níveis de taxa de aplicação superficial (TAS) estudados.

| TAS, $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ | Vazão de alimentação, $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ | Tempo de mistura rápida, min | Tempo de mistura lenta, min |
|---|--|---|--|
| 9 | 0,9 | 1,2 | 22 |
| 11 | 1,1 | 1 | 18 |
| 13 | 1,3 | 0,8 | 15 |
| 15 | 1,5 | 0,7 | 13 |

Nas Figuras 53 a 56 são mostradas a redução de turbidez da água bruta durante o tempo de operação de cada ensaio (duplicatas) realizado na planta piloto de agregação-FAB-B. A linha pontilhada horizontal indica o valor de turbidez na saída do sedimentador lamelar

(antes do filtro de areia) e que é considerado como meta técnica na operação da ETA Rio Branco. Esse valor de turbidez (5 NTU) serve como valor máximo para tomada de decisão durante a operação da planta, assim quando a turbidez residual ultrapassa esse máximo, a coagulação-floculação é aprimorada com o uso de uma maior concentração de sulfato de alumínio em conjunto com o uso de um polímero floculante sintético, do tipo poliacrilamida.

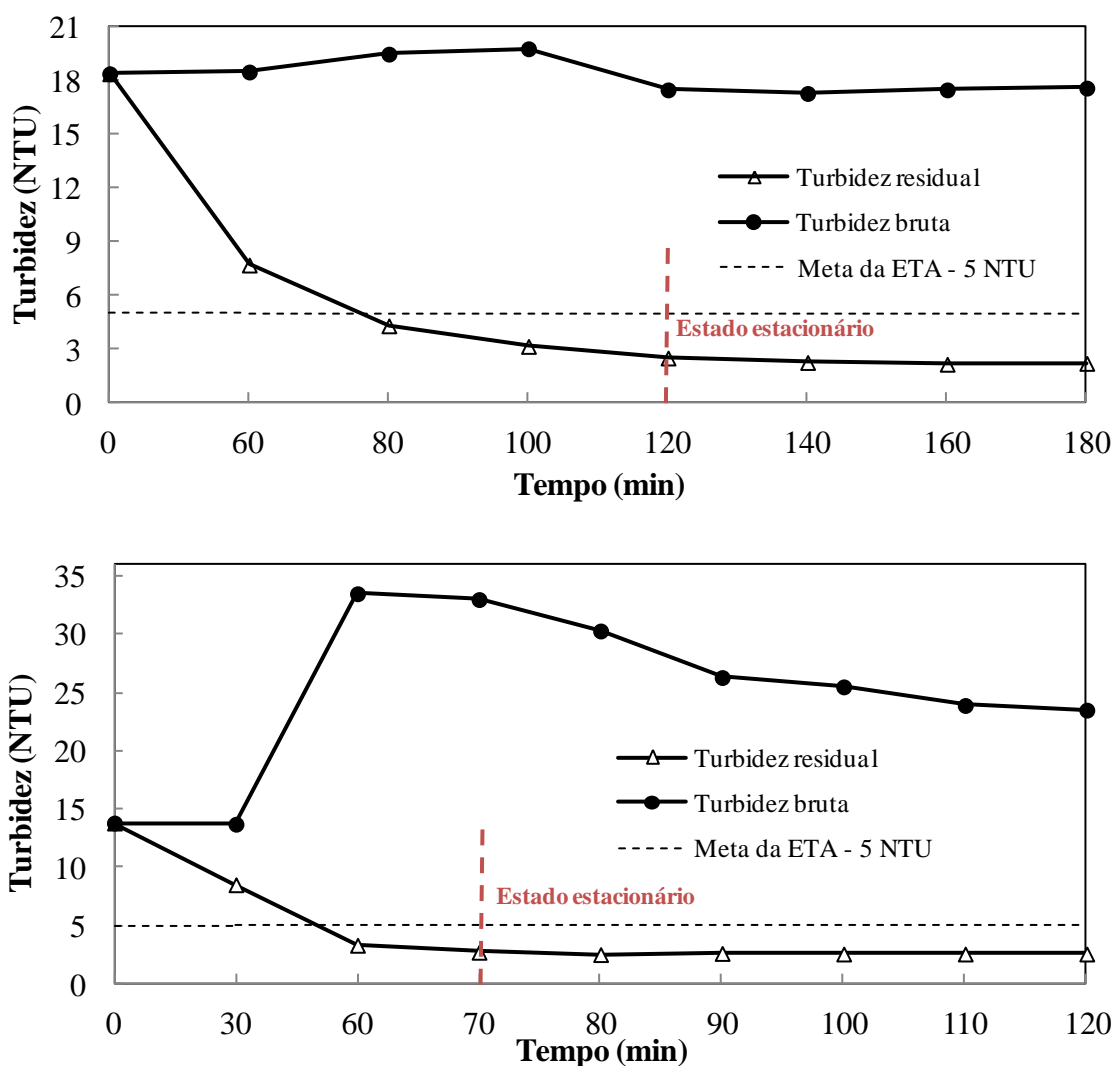


Figura 53. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $9 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

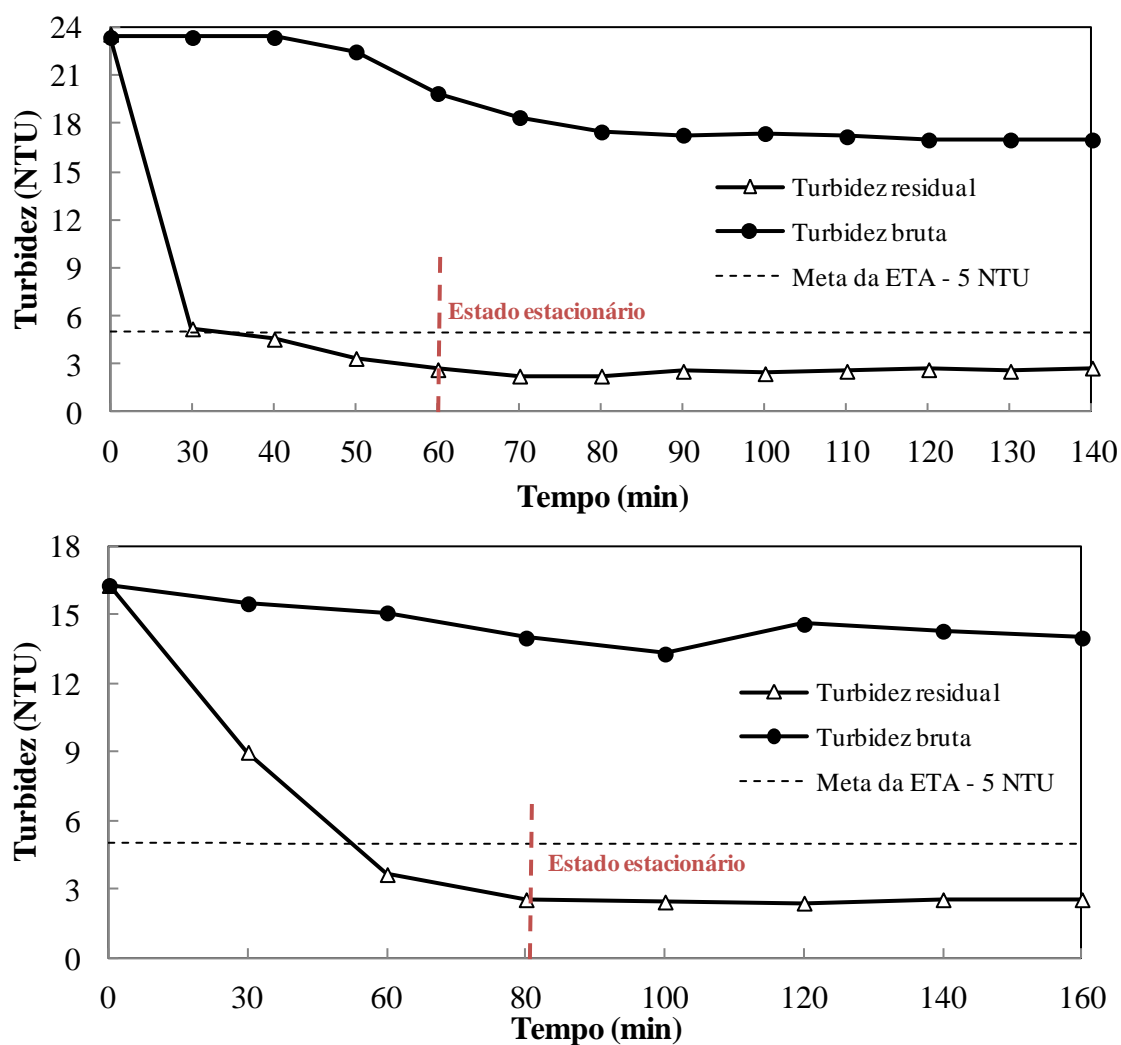


Figura 54. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $11 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

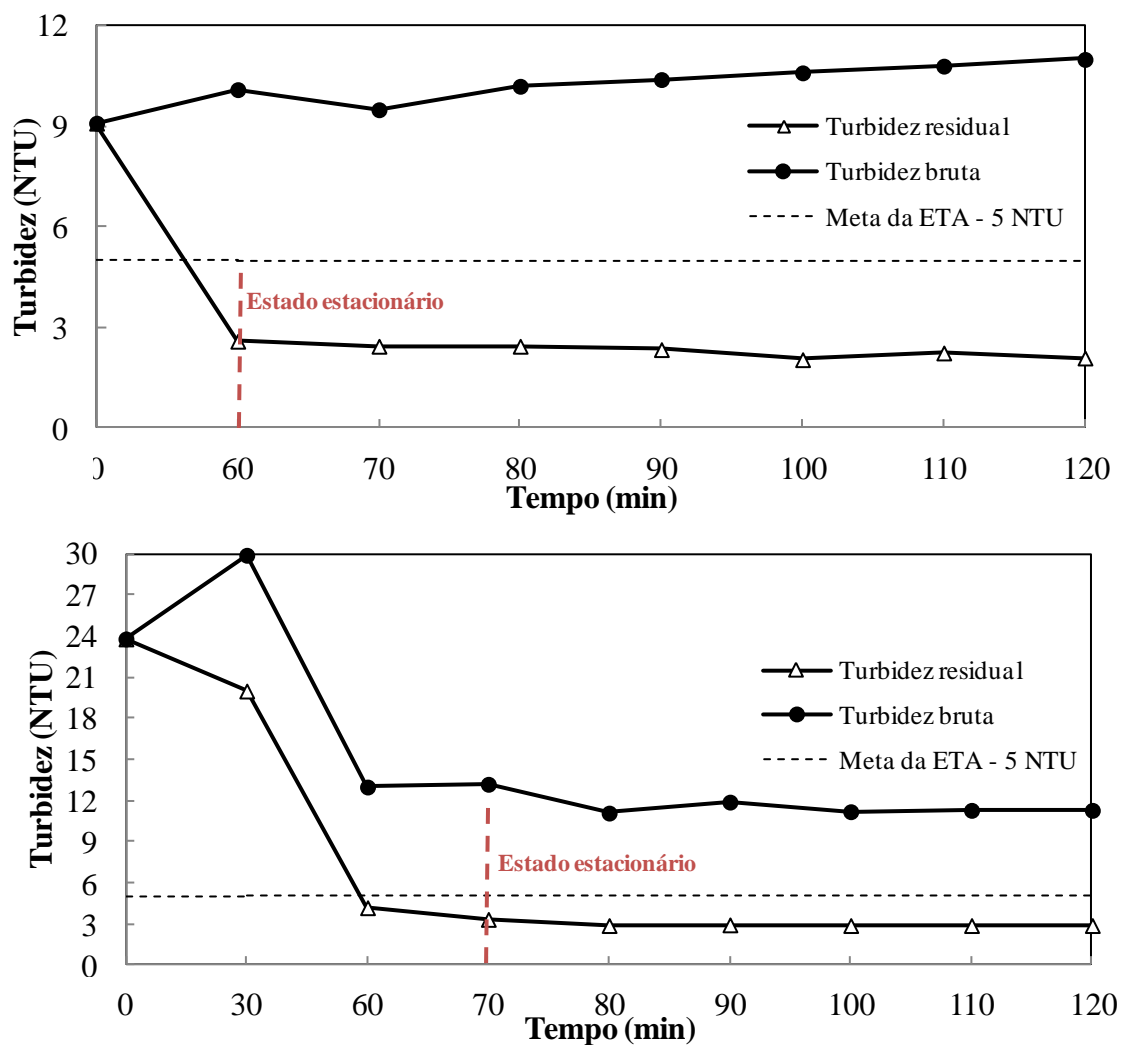


Figura 55. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $13 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

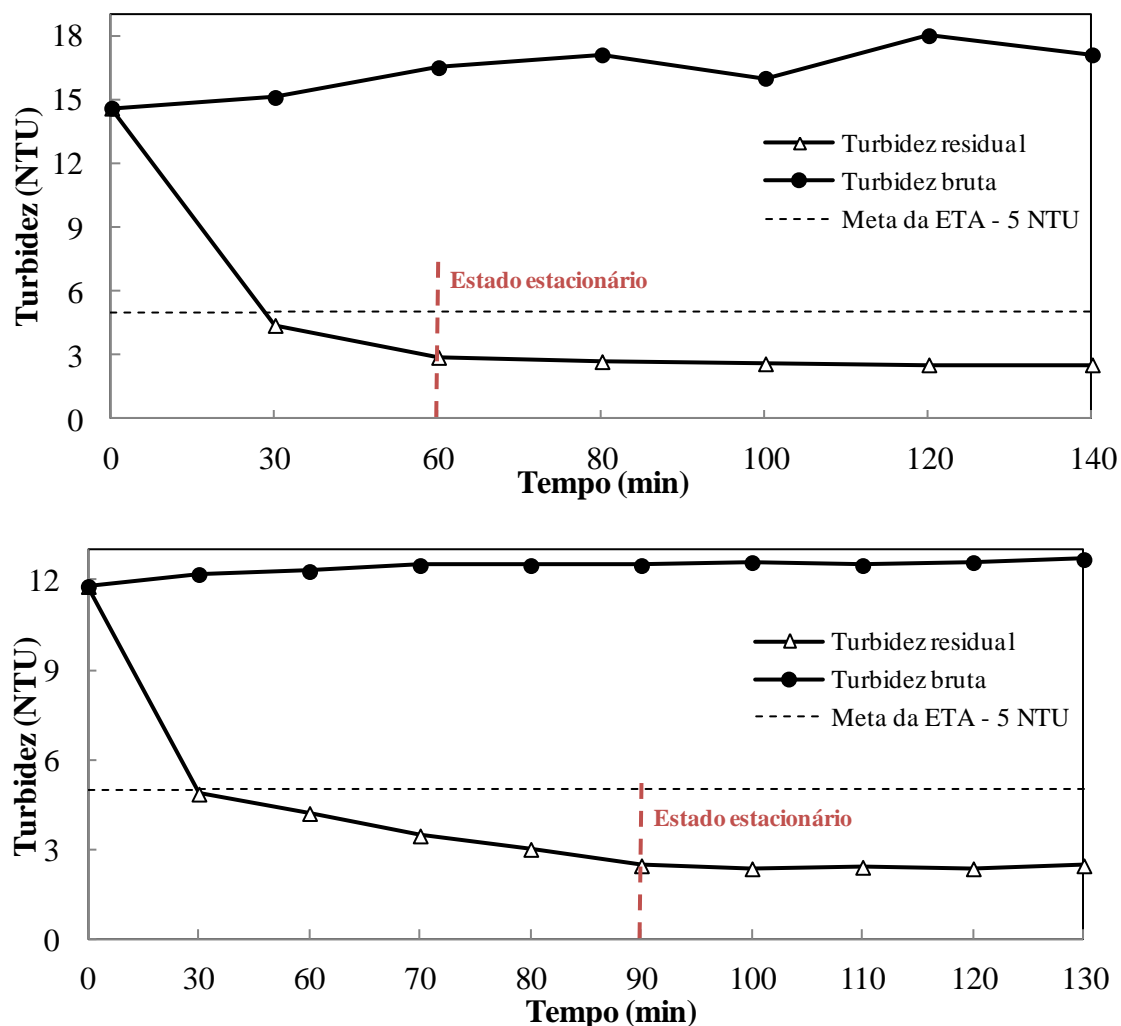


Figura 56. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

Nos estudos do efeito da TAS na FAD-B foi possível identificar o estado estacionário, a partir da estabilização dos valores de turbidez residual, para tempos de 60 a 90 min.

A Tabela 15 mostra os resultados de redução de turbidez da água bruta por FAD-B nos ensaios com os diferentes níveis de TAS em comparação com os valores obtidos por sedimentação lamelar na ETA Rio Branco (escala real). Esses valores de turbidez residual foram obtidos nas planilhas de monitoramento da ETA durante os mesmos períodos (turnos) de operação da planta piloto. Na Figura 57 são mostrados os valores de turbidez residual da água tratada com FAD-B correspondentes às médias dos valores obtidos nos ensaios em duplicata para cada nível de TAS estudado.

Tabela 15. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação – FAD-B. Efeito da taxa de aplicação superficial na redução de turbidez. Condições: pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

| Ensaio | TAS, $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ | Turbidez bruta, NTU | Turbidez residual, NTU | Redução de turbidez, % | Turbidez residual ETA (escala real)*, NTU |
|--------|---|---------------------|------------------------|------------------------|---|
| 1 | 9 | 18 | 2,2 | 88 | 1,4 |
| 2 | 9 | 25 | 2,5 | 90 | 3,4 |
| 3 | 11 | 20 | 2,5 | 88 | 1,2 |
| 4 | 11 | 15 | 2,5 | 83 | 1,0 |
| 5 | 13 | 10 | 2,1 | 79 | 3,0 |
| 6 | 13 | 12 | 2,9 | 76 | 3,3 |
| 7 | 15 | 17 | 2,6 | 85 | 2,8 |
| 8 | 15 | 12 | 2,4 | 81 | 3,3 |

* Turbidez residual da água tratada obtida na operação da ETA Rio Branco após sedimentação lamelar; esses valores foram obtidos no mesmo período (turno) de operação da planta piloto.

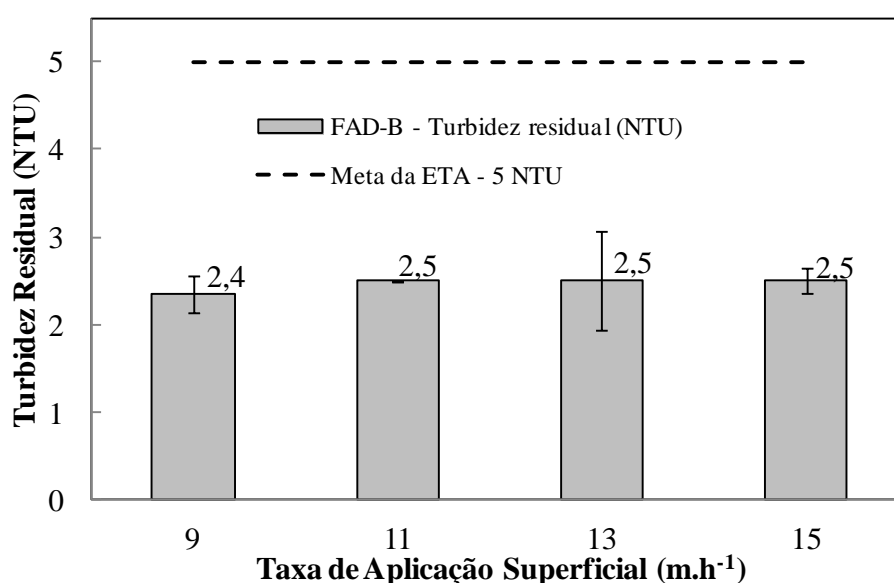


Figura 57. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação – FAD-B. Efeito da taxa de aplicação superficial na turbidez residual. Condições: pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

Na Tabela 15 é possível verificar que, na maioria dos estudos de FAD-B com diferentes TAS a turbidez residual obtida na planta piloto ficou abaixo da turbidez residual após sedimentação lamelar na ETA (escala real).

Os valores de turbidez residual da FAD-B foram semelhantes em todos os níveis de TAS estudados, variando entre 2 e 3 NTU, bem menores do que o valor utilizado como meta após sedimentação lamelar na ETA (5 NTU). Dessa maneira, a FAD-B mostrou-se eficiente na clarificação da água bruta com valores de turbidez abaixo de 25 NTU nas condições utilizadas.

Nessa faixa de turbidez (até 25 NTU), a turbidez residual após FAD-B não sofreu influência da turbidez bruta e a capacidade de carregamento (*lifting power*) das bolhas geradas na FAD-B foi suficiente na separação dos coágulos em suspensão. Reali e Marchetto (2001) obtiveram resultados semelhantes na coagulação-flotação de água bruta preparada em laboratório (ácidos húmicos + caulim) com baixa turbidez (6 NTU), alcançando percentuais de redução próximos a 90 %.

Na Figura 58 é mostrada uma sequência de fotografias durante a execução de um ensaio FAD-B com turbidez da água bruta próximo a 15 NTU. Nesse ensaio, a turbidez residual após estabilização do processo ficou próxima a 2,5 NTU. Na Figura 59 é mostrada a camada de lodo flotado na superfície da célula de flotação durante a operação da FAD-B em um ensaio aleatório.

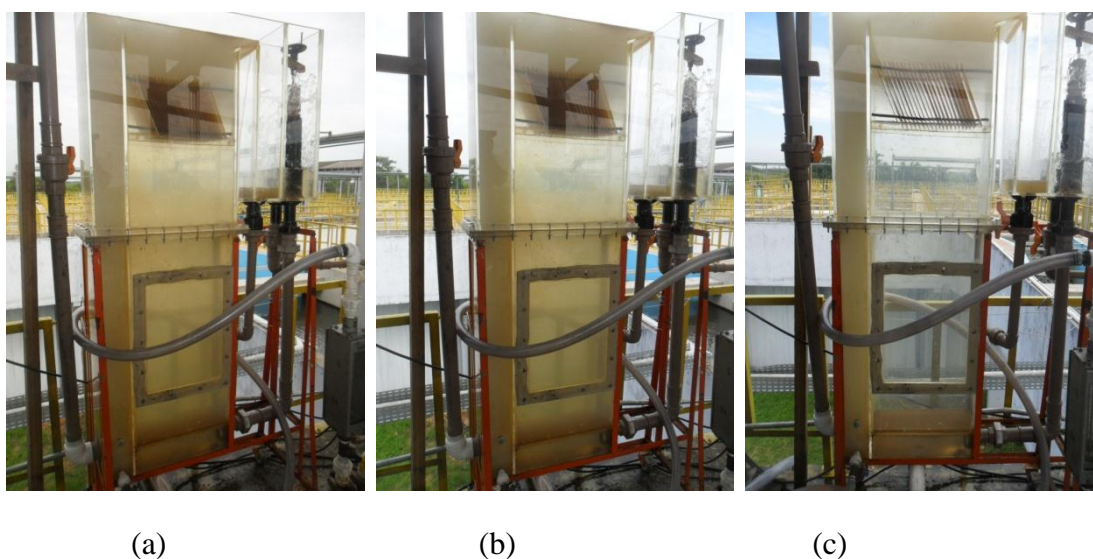


Figura 58. Fotografias da Flotação FAD-B em planta piloto. (a) Tempo de ensaio = 10 min; (b) Tempo de ensaio = 30 min; (c) Tempo de ensaio = 60 min. Condições: Taxa de aplicação superficial = $11 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; Turbidez da água bruta = 15 NTU; Turbidez residual = 2,5 NTU.



Figura 59. Fotografia da Flotação FAD-B em planta piloto. Sistema de escoamento de lodo flotado.

4.3.2. Efeito da taxa de aplicação superficial (TAS) na redução de turbidez por Sedimentação Lamelar – SL.

Nos ensaios de SL foram mantidos fixos os parâmetros pH do meio (6.2), concentração de sulfato de alumínio (30 mg.L^{-1}), G de mistura rápida (1300 s^{-1}) e G de mistura lenta (80 s^{-1}).

Os ensaios foram realizados em duplicata para cada nível de TAS e a Tabela 16 mostra as diferentes vazões de alimentação empregadas e os tempos de detenção de mistura rápida e mistura lenta nos tanques agitados.

Tabela 16. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Vazão de alimentação do sistema e tempos de residência nos reatores de mistura rápida e mistura lenta para os diferentes níveis de taxa de aplicação superficial (TAS) estudados.

| TAS, $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ | Vazão de alimentação, $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ | Tempo de mistura rápida, min | Tempo de mistura lenta, min |
|---|--|---|--|
| 2 | 0,44 | 2,4 | 45 |
| 3 | 0,66 | 1,6 | 30 |
| 4 | 0,88 | 1,2 | 23 |
| 5 | 1,1 | 1 | 18 |

Nas Figuras 60 a 63 são mostradas a redução de turbidez da água bruta durante o tempo de operação de cada ensaio em duplicatas. Esses gráficos mostram uma comparação entre os valores de turbidez residual e o valor da meta de técnica de 5 NTU (ETA Rio Branco), representada por uma linha pontilhada horizontal.

Nos ensaios de SL foi possível identificar o estado estacionário, a partir da estabilização dos valores de turbidez residual, para tempos acima de 200 min. Foram também observadas muitas oscilações nos valores de turbidez residual durante a realização de alguns ensaios.

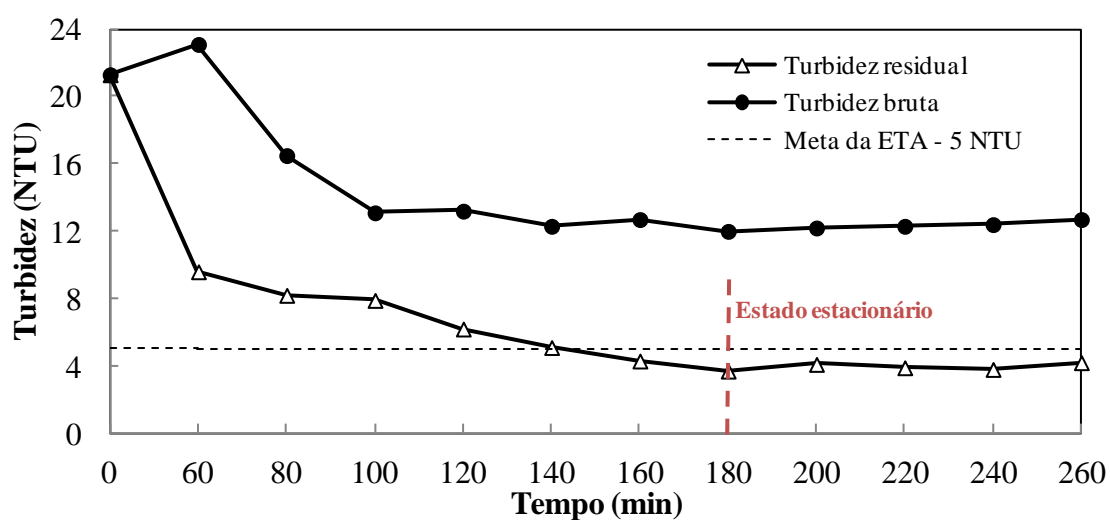
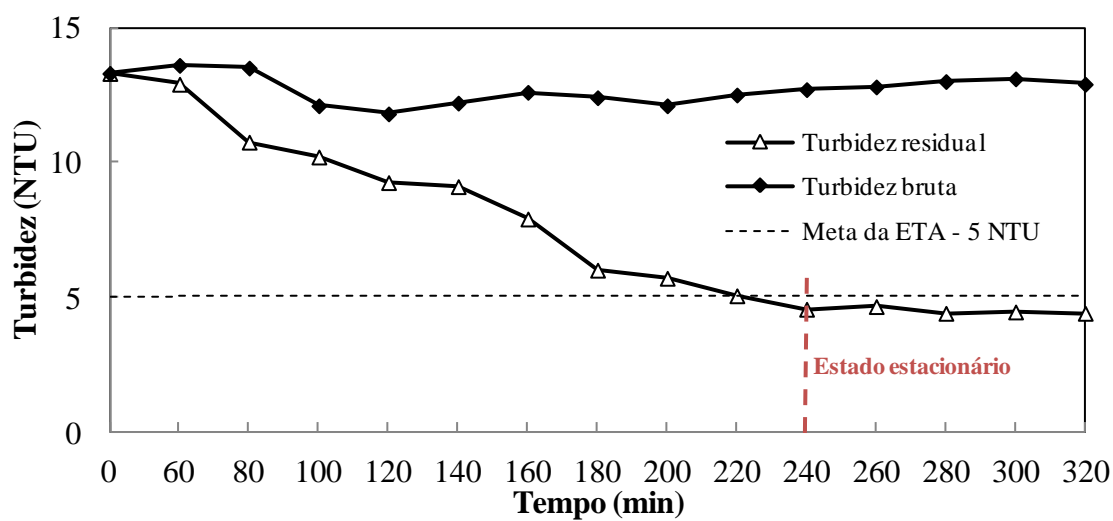


Figura 60. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

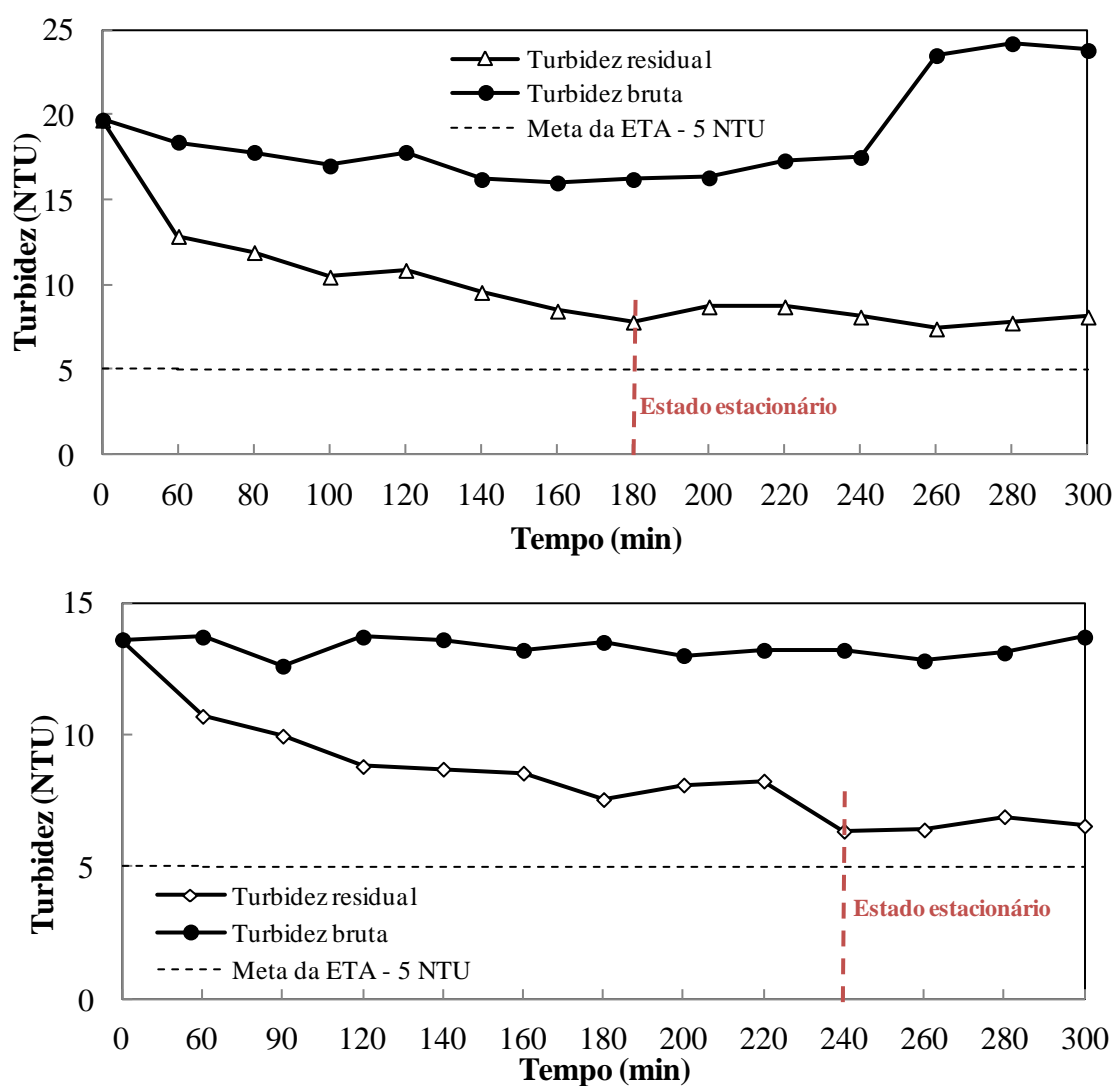


Figura 61. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; $\text{pH} = 6.2$; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

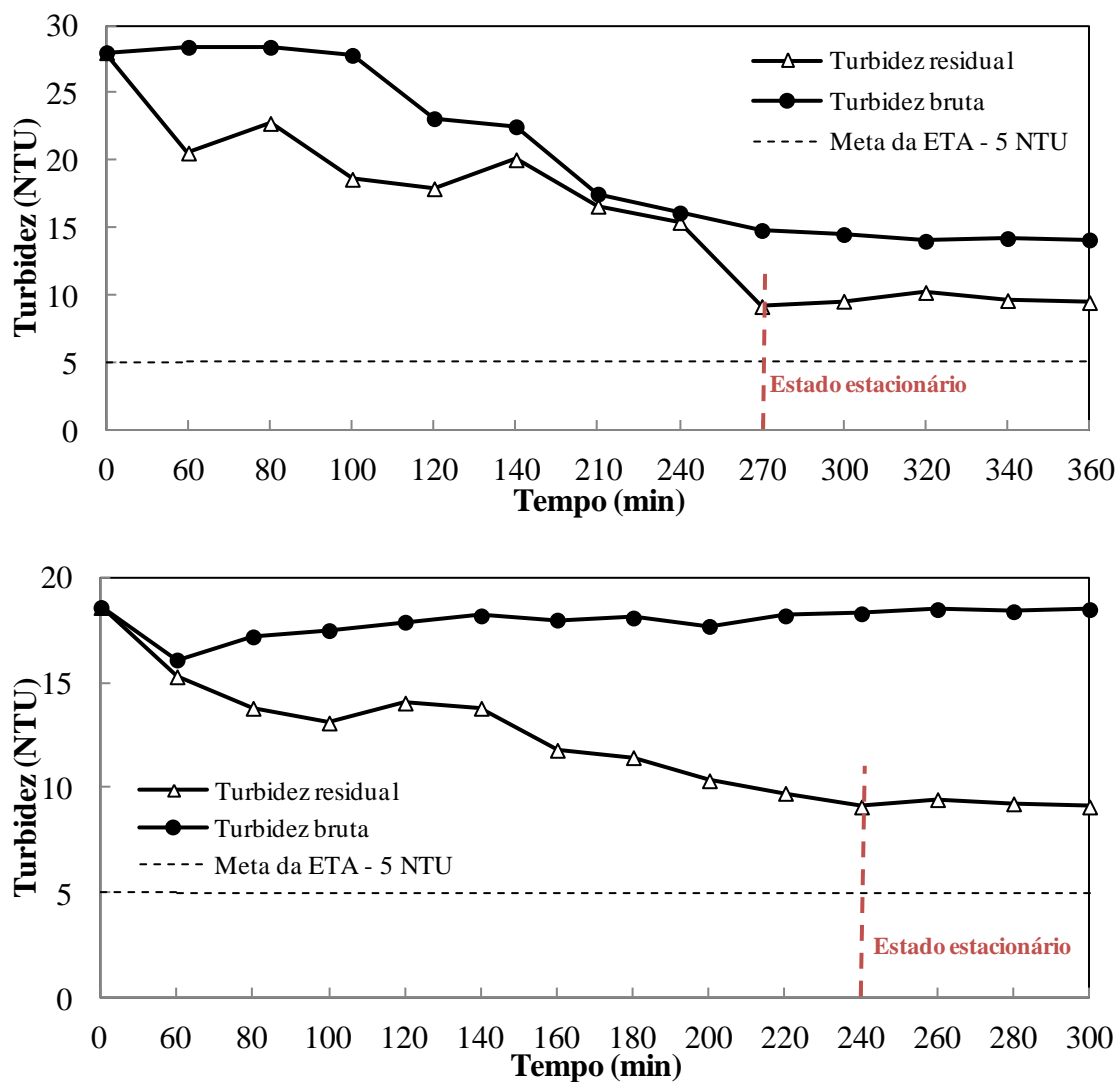


Figura 62. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; $\text{pH} = 6.2$; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

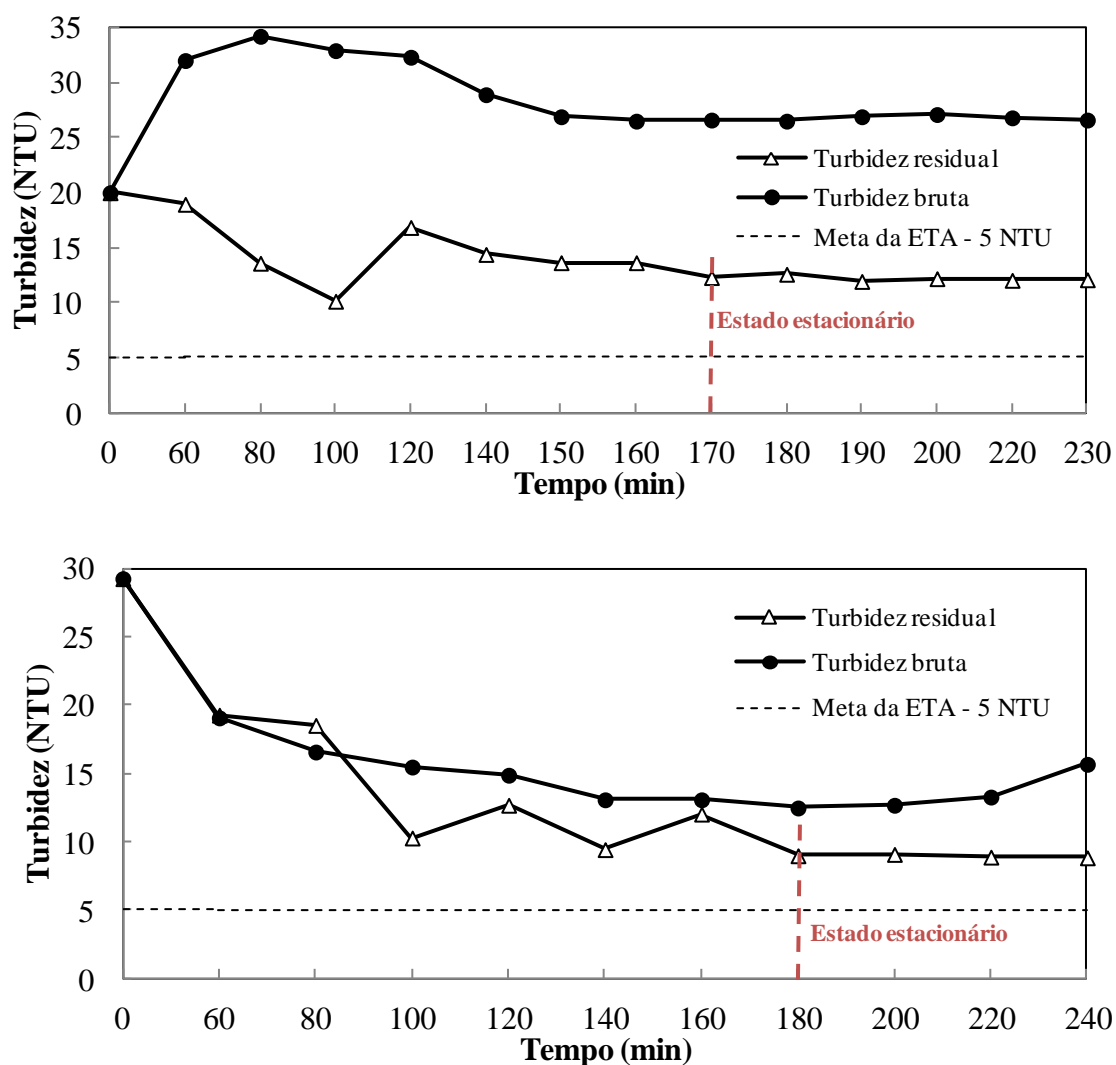


Figura 63. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo de ensaio. Condições: Taxa de aplicação superficial = $5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

As Figuras 60 a 63 mostram que a turbidez residual da SL em planta piloto ficou abaixo da meta estabelecida pela ETA apenas no valor de TAS de $2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, valor menor que os empregados na ETA Rio Branco ($2,4 - 3,1 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$). Para altas TAS, acima de $3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, foi observado o arraste de partículas na corrente de água tratada (Figura 64).



Figura 64. Fotografia da Sedimentação Lamelar – SL em planta piloto. Arraste de partículas na corrente de água tratada. Condições: Taxa de aplicação superficial = $4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; $\text{pH} = 6.2$; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

A Tabela 17 mostra os resultados de redução de turbidez da água bruta por SL nos ensaios com diferentes níveis de TAS em comparação com os valores de turbidez residual, em escala real na ETA Rio Branco. Na Figura 65 são mostrados os valores médios de redução de turbidez por SL dos ensaios em duplicata para cada nível de TAS estudado.

Tabela 17. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar – SL. Efeito da taxa de aplicação superficial na redução de turbidez. Condições: $\text{pH} = 6.2$; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

| Ensaio | TAS, $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ | Turbidez bruta, NTU | Turbidez residual, NTU | Redução de turbidez, % | Turbidez residual ETA (escala real)*, NTU |
|--------|---|---------------------|------------------------|------------------------|---|
| 1 | 2 | 13,5 | 4,5 | 67 | 1,8 |
| 2 | 2 | 12,4 | 4 | 68 | 3,8 |
| 3 | 3 | 17,5 | 7,7 | 56 | 1,6 |
| 4 | 3 | 13,5 | 6,8 | 50 | 2,5 |
| 5 | 4 | 17,5 | 9,5 | 46 | 1,8 |
| 6 | 4 | 18 | 9,2 | 49 | 1,6 |
| 7 | 5 | 26,5 | 12,1 | 54 | 2,1 |
| 8 | 5 | 13,1 | 8,9 | 32 | 3,8 |

* Turbidez residual da água tratada obtida na operação da ETA Rio Branco após sedimentação lamelar, valores obtidos no mesmo período (turno) de operação da planta piloto.

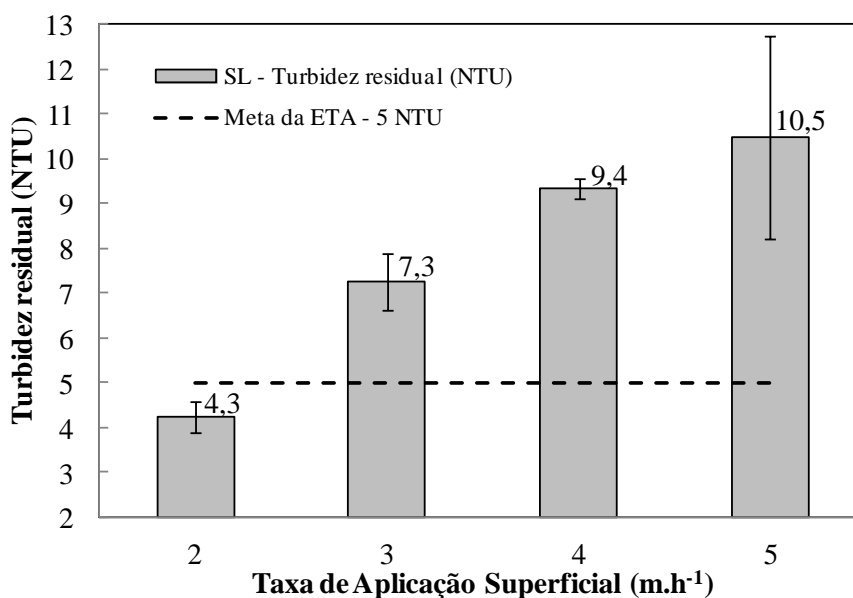


Figura 65. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar – SL. Efeito da taxa de aplicação superficial na turbidez residual. Condições: pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

A Tabela 17 e a Figura 65 mostram uma relação direta entre a variável TAS e a redução de turbidez da água bruta. A sedimentação dos agregados formados pela coagulação com sulfato de alumínio não foi alta suficiente para separação das partículas por SL, em altas TAS. Na operação da ETA é utilizado regularmente um polímero floculante em concentrações entre $0,04 - 0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ com o objetivo de aumentar a taxa de sedimentação dos agregados evitando o arraste de partículas na corrente de água tratada.

2ª etapa de estudos em planta piloto

4.3.3. Efeito do uso de polímero floculante na redução de turbidez da água bruta por Flotação de ar dissolvido com bomba multifásica – FAD-B.

Foram avaliadas três concentrações de poliacrilamida não iônica Qemifloc AH1020 PWG (0; 0,03 e $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$), variadas durante a execução dos ensaios. Nos ensaios de FAD-B foram mantidos fixos os parâmetros TAS ($9 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), pH do meio (6.2), concentração de sulfato de alumínio (30 mg.L^{-1}), G de mistura rápida (1300 s^{-1}), G de mistura lenta (80 s^{-1}), pressão de saturação na bomba multifásica (5 atm) e taxa de reciclo (20 %). Para essa TAS, os tempos de detenção nos tanques de mistura rápida e lenta foram de 1 e 18 min, respectivamente.

Nas Figuras 66 a 68 são mostradas os valores de redução de turbidez da água bruta em função do tempo de operação dos ensaios 1 a 3. Nesses estudos, a concentração de polímero foi variada durante a execução dos ensaios e as setas nos gráficos indicam as concentrações utilizadas no ajuste.

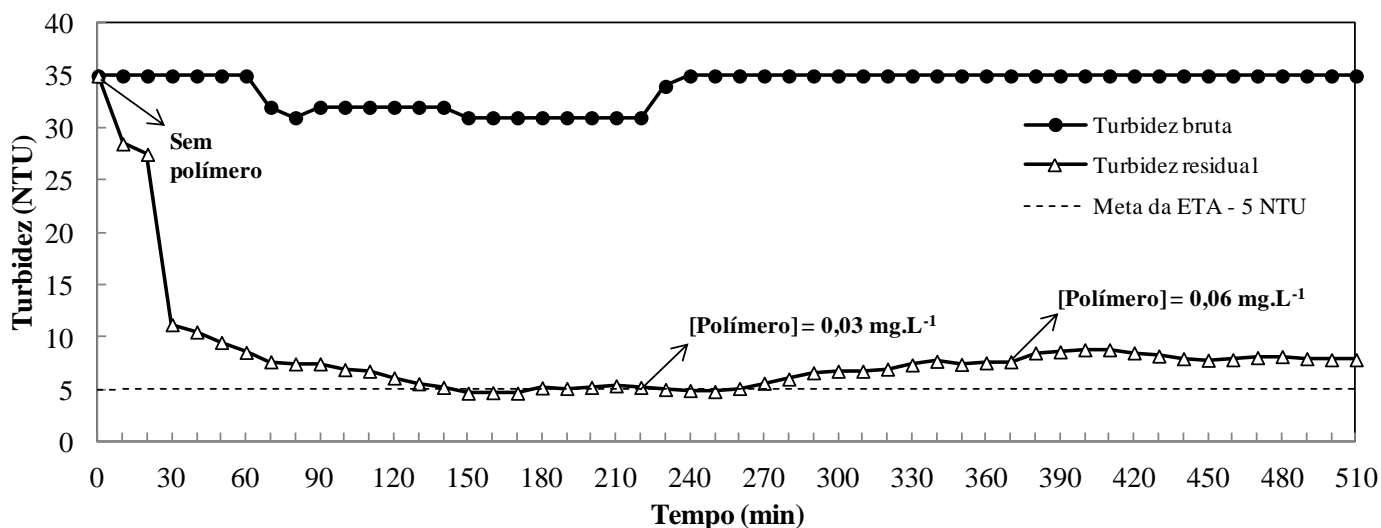


Figura 66. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo do Ensaio 1 com as diferentes concentrações de polímero flocculante (0; 0,03 e 0,06 mg.L⁻¹). Condições: Taxa de aplicação superficial = 9 m³.m⁻².h⁻¹; pH = 6.2; [Al₂(SO₄)₃] = 30 mg.L⁻¹; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s⁻¹, G de mistura lenta = 80 s⁻¹.

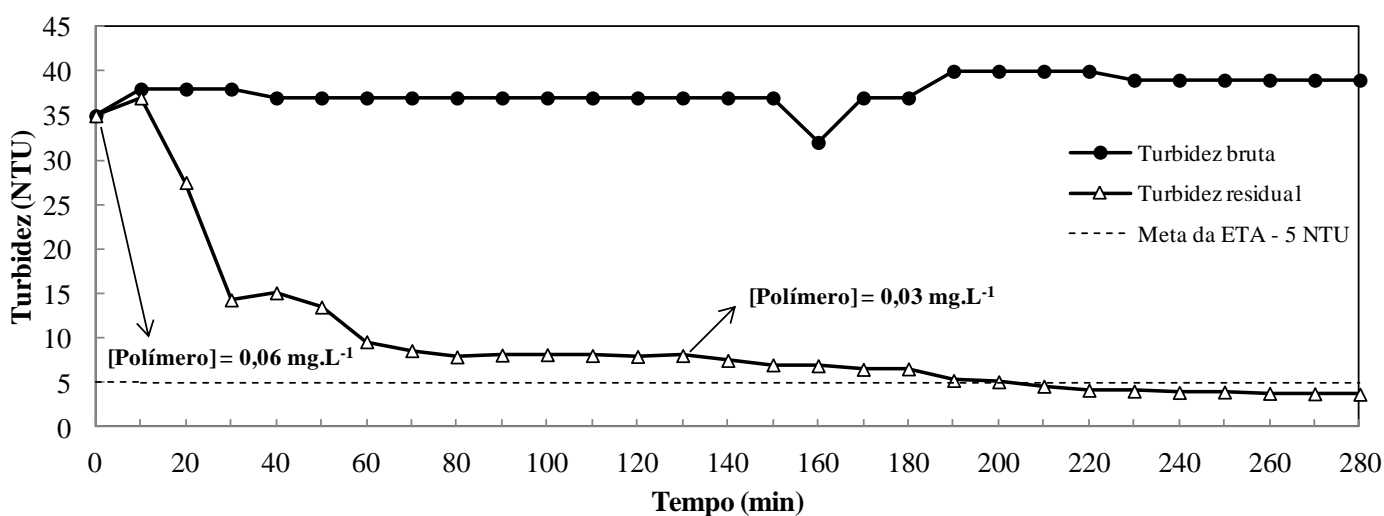


Figura 67. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo do Ensaio 2 com as diferentes concentrações de polímero flocculante (0,06 e 0,03 mg.L⁻¹). Condições: Taxa de aplicação superficial = 9 m³.m⁻².h⁻¹; pH = 6.2;

$[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

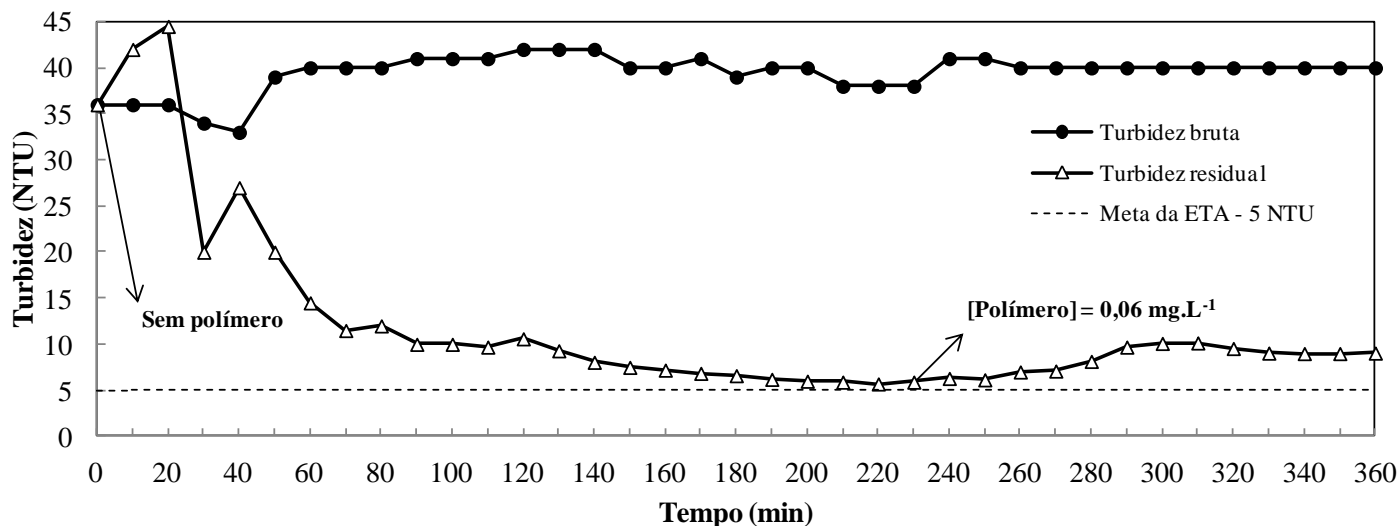


Figura 68. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Redução da turbidez em função do tempo do Ensaio 3 com as diferentes concentrações de polímero flocculante (0 e $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$). Condições: Taxa de aplicação superficial = $9 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

Na Tabela 18 são mostrados os valores de turbidez residual e redução de turbidez da água bruta nos ensaios 1 a 3 de FAD-B realizados e as diferentes concentrações de polímero utilizadas.

Tabela 18. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Flotação FAD-B. Efeito da concentração de polímero floculante na redução de turbidez. Condições: Taxa de aplicação superficial = $9 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6,2; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; Pressão de saturação = 5 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

| Ensaio | [Polímero], $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ | Turbidez água bruta, NTU | Turbidez residual, NTU | Redução de turbidez, % | Turbidez residual ETA (escala real)*, NTU |
|--------|--|-----------------------------------|------------------------------|---------------------------------|--|
| 1 | 0 | 32 | 5,1 | 84 | 2,2 |
| | 0,03 | 35 | 7,5 | 78 | |
| | 0,06 | 35 | 7,9 | 77 | |
| 2 | 0,06 | 38 | 8 | 78 | 1,9 |
| | 0,03 | 40 | 3,9 | 90 | |
| 3 | 0 | 40 | 5,8 | 86 | 5,3 |
| | 0,06 | 40 | 9 | 78 | |

* Turbidez residual da água tratada obtida na operação da ETA Rio Branco após sedimentação lamelar, valores obtidos no mesmo período (turno) de operação da planta piloto.

As Figuras 66 a 68 e a Tabela 18 mostram que em alguns ensaios realizados, o aumento na concentração de polímero causou uma queda na eficiência de separação sólido-líquido por FAD-B. Embora tenham sido utilizadas baixas concentrações de polímero, essa tendência é a mesma observada nos estudos do efeito da concentração de polímero na redução de turbidez por FAD em nível de bancada. Concluiu-se que, para este tipo de polímero, um aumento na concentração diminui a eficiência de separação provavelmente em função do tamanho dos flocos e a ausência da formação de flocos aerados (Oliveira e Rubio, 2012).

Em comparação com os valores de turbidez residual obtidos na Fase 1 dos estudos em nível piloto (sem uso de polímero), é possível destacar que, nos ensaios 1 e 3 ([polímero] = $0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) a turbidez residual alcançou valores mais altos (5,1 e 5,8 NTU) do que aqueles obtidos nos ensaios em duplicata com a mesma TAS ($9 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) e nas mesmas condições de coagulação-flotação durante a Fase 1 de experimentos (Turbidez residual = 2,2 e 2,5 NTU; Turbidez da água bruta = 18 e 25 NTU, respectivamente). Esse fato pode ser explicado pelos altos valores de turbidez da água bruta durante a Fase 2 de estudos (35 – 40 NTU), se comparados àqueles encontrados na Fase 1. Reali et al. (2003) realizaram estudo de FAD no tratamento de águas que apresentam picos de turbidez ($> 200 \text{ NTU}$), os autores apontam que em casos em que a água bruta apresentar turbidez elevada, deve ser incrementada a razão ar/sólidos (A/S) na faixa de valores entre 0,05 e 0,06. Os autores ainda sugerem que esse

parâmetro deve ser sempre monitorado e otimizado, nos casos onde a turbidez da água bruta apresentam picos elevados de turbidez em alguma época do ano, contemplando dispositivos que permitam aumentar o suprimento de ar no sistema de flotação através do aumento da taxa de reciclo, vazão de ar injetado e/ou pressão de saturação.

4.3.4. Efeito do uso de polímero floculante na redução de turbidez da água bruta por Sedimentação Lamelar – SL.

Nesses estudos foram mantidos fixos os parâmetros TAS ($3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), pH do meio (6.2), concentração de sulfato de alumínio ($30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), concentração de polímero ($0,06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) G de mistura rápida (1300 s^{-1}), G de mistura lenta (35 s^{-1}). Para esse valor da TAS, os tempos de detenção nos tanques de mistura rápida e lenta foram 1,6 e 30 min, respectivamente.

Nas Figura 69 e 70 são mostrados os resultados obtidos da redução de turbidez da água bruta em função do tempo de operação dos dois ensaios.

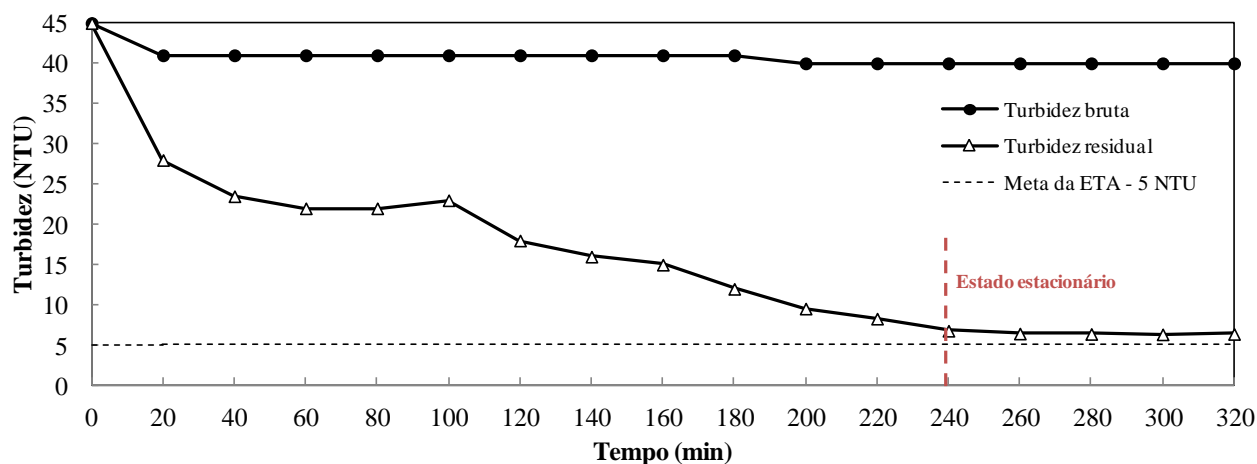


Figura 69. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo do Ensaio 1. Condições: Taxa de aplicação superficial = $3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $[\text{polímero}] = 0,06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 35 s^{-1} .

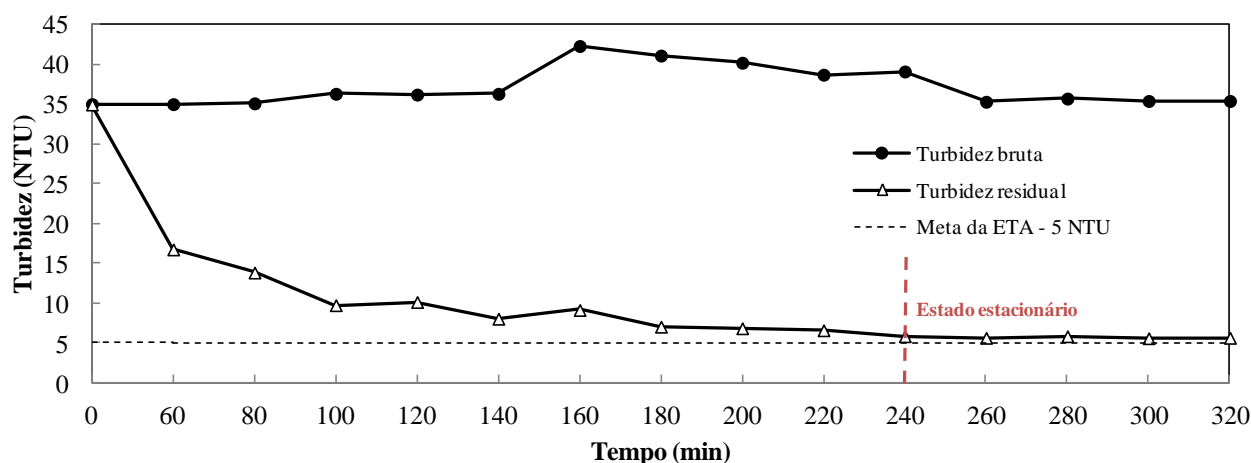


Figura 70. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar - SL. Redução da turbidez em função do tempo do Ensaio 2. Condições: Taxa de aplicação superficial = $3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; [polímero] = $0,06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 35 s^{-1} .

Na Tabela 19 são mostrados os valores de turbidez residual e redução de turbidez da água bruta nos ensaios 1 e 2 de SL realizados.

Tabela 19. Tratamento de água bruta (Canoas-RS) por Sedimentação Lamelar – SL. Efeito do uso de polímero flocculante na redução de turbidez. Condições: : Taxa de aplicação superficial = $3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; pH = 6.2; $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3] = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; [polímero] = $0,06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; G de mistura rápida = 1300 s^{-1} , G de mistura lenta = 35 s^{-1} .

| Ensaio | Turbidez água bruta, NTU | Turbidez residual, NTU | Redução de turbidez, % | Turbidez residual ETA (escala real)*, NTU |
|--------|--------------------------|------------------------|------------------------|---|
| 1 | 38 | 5,6 | 85 | 2,7 |
| 2 | 41 | 6,5 | 84 | 3,2 |

* Turbidez residual da água tratada obtida na operação da ETA Rio Branco após sedimentação lamelar, valores obtidos no mesmo período (turno) de operação da planta piloto.

As Figuras 69 e 70 e a Tabela 19 mostram uma redução similar de turbidez da água bruta nos dois ensaios de floculação-SL, com valores próximos a 85 %. Mesmo com água bruta de turbidez maior que aquelas encontradas na Fase 1 de estudos (sem polímero flocculante), os valores obtidos de turbidez residual foram menores (5,6 e 6,5 NTU) que aqueles obtidos na Fase 1 (7,7 e 6,8 NTU). Essa pequena melhora na eficiência de remoção de

partículas é devida ao uso de polímero floculante, que aumenta a taxa de sedimentação das partículas.

Embora tenha sido usada a mesma concentração de polímero e TAS semelhante àquela empregada na ETA, os valores de turbidez residual obtidos em planta piloto foram levemente maiores às obtidas na operação em escala real da ETA, provavelmente devido a: 1. Diferenças entre as medidas de turbidez na SL piloto quando comparada com a SL real; 2. Diferenças nas condições de mistura, tempos de detenção na mistura lenta (30 min em planta piloto e 40 min na ETA) e valores de G (35 s^{-1} na planta piloto e desconhecida na ETA); 3. Possível quebra de flocos no interior da tubulação da SL piloto.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No contexto mundial, existe um avanço crescente na substituição da Sedimentação pela FAD, seguindo os exemplos clássicos nos países escandinavos (pioneiros), EUA, Europa e África.

No Brasil, já existem diversas estações de tratamento via FAD, e esses projetos foram motivados (incentivados) pelos, entre outros, seguintes eventos: i. Aumento expressivo de estudos científicos, técnicos, inovações e formação de recursos humanos na área de processos de controle ambiental; ii. Continuação de congressos específicos sobre aplicações da FAD, organizados pela IWA em Helsinki (2000), Seul (2007) e Nova Iorque (2012) e iii. Sucesso de inúmeros projetos em nível mundial (Edzwald, 2010; Pernitsky et al., 2007; Crossley et al., 2007; Haarhoff, 2008).

No Brasil, como exemplos relevantes de unidades exitosas podem ser citados: ETAs compactas, de pequeno porte (Lobato et al., 1995, 1997) e ETAs de médio a grande porte: 1. ETA Rio Pequeno (Sanepar, que abastece o município de São José dos Pinhais-PR); 2. ETA Iraí (Sanepar, região metropolitana de Curitiba-PR); e 3. ETA Brasília (Caesb).

Entre esses exemplos destaca-se a justificativa técnica para a decisão de troca de processo, o caso da ETA Iraí da Sanepar-PR. A barragem do Rio Iraí, na região metropolitana de Curitiba-PR, apresenta elevados índices de proliferação de algas (Andreolli et al., 1999), o que proporcionava à água um sabor desagradável decorrente das cianotoxinas liberadas pelas algas. A implantação de FAD, como alternativa à Sedimentação, solucionou esse problema, aumentando a qualidade estética da água distribuída e a aceitação da população.

Esta dissertação seguiu uma metodologia científica rigorosa que incluiu estudos em nível de bancada e piloto, visando aprimorar a FAD (mais compacta) e resolvendo os problemas típicos encontrados em trabalhos de campo, as dificuldades de obtenção de informação técnica-econômica e a falta de um maior debate sobre esta discussão, no Rio Grande do Sul.

Os resultados obtidos nessa dissertação contribuíram para uma análise pontual em uma típica ETA do Rio Grande do Sul e validaram algumas vantagens gerais da FAD, entre outras as seguintes:

1. A FAD-B apresentou uma muito boa eficiência de separação sólido/líquido em elevadas taxas de aplicação (separação), entre três a cinco vezes maiores que a SL.

- Esta constatação experimental mostra um bom potencial nas seguintes eventualidades: i. Aumentar a capacidade produtiva de água tratada em instalações existentes e nas futuras; ii. Possibilidade de implantação de ETAs compactas para abastecimento de comunidades isoladas, pequenos municípios ou regiões periféricas de grandes centros urbanos, onde existe precariedade de produção e de sistemas de distribuição;
2. No processo FAD-B de remoção dos sólidos ultrafinos suspensos e os coágulos gerados pela hidrólise do sulfato de alumínio, não foi necessário o uso “extra” de polímeros flocculantes. Esta descoberta contribuiria para a implantação de unidades compactas de “agregação”; diminuição de custos operacionais e evita a problemática da presença de monômeros proibidos no uso de poliacrilamidas ou outros coagulantes-flocculantes como os taninos aminados (Graham et al., 2008).
 3. Em relação ao design (projeto) das unidades modernas, a tendência é o emprego de flotores tipo coluna. As vantagens desses modernos equipamentos seriam o melhor uso da área espacial disponível, diminuindo grandemente o “foot-print” (área de processo). Por outro lado, em função da altura da coluna e a baixa turbulência na parte inferior dela, o material deslocado (sólidos sendo separados) seria menor devido à maior distância entre os sólidos removidos e o ponto de descarga da água tratada.

5.1. Procedimento de projeto e estimativa de custos

Em função dos bons resultados obtidos, com a FAD-B, o trabalho permitiu a realização do seguinte exercício sobre uma eventual aplicação deste processo, no tratamento de uma unidade compacta de tratamento de águas brutas.

A seguir é apresentado o dimensionamento e uma pré-avaliação econômica para a instalação hipotética de um sistema de Coagulação-Flotação em Coluna para o tratamento de água em uma ETA compacta para abastecimento de uma comunidade de até 2.000 habitantes.

O sistema de Coagulação-Flotação em Coluna foi dimensionado baseado nos dados de velocidades superficiais e tempos de residência obtidos com a unidade piloto e reportados em literatura, utilizando as equações de dimensionamento adequadas.

A Figura 71 apresenta o fluxograma geral do sistema projetado constituído basicamente pelas seguintes unidades:

- Unidade de preparo e dosagem de reagentes;
- Unidade de coagulação (tanques de mistura com agitação mecânica);
- Unidade de flotação em coluna com bomba centrífuga multifásica para saturação de ar no reciclo;
- Bomba de alimentação;
- Instrumentação e controle.

A seguir será apresentada uma descrição detalhada destas unidades.

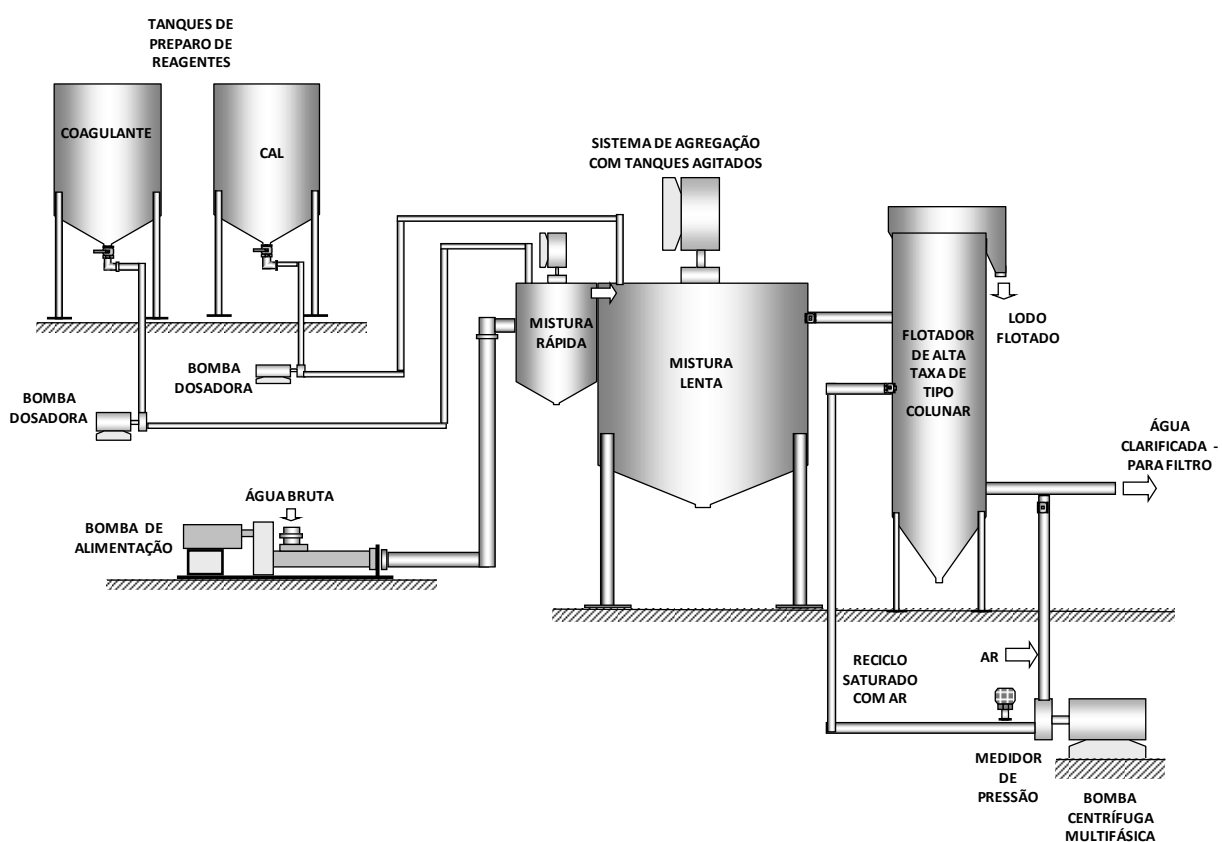


Figura 71. Fluxograma do sistema proposto de coagulação-flotação em coluna para uma ETA compacta.

Vazão de alimentação

Abastecimento de uma população de 2.000 habitantes com consumo médio per capita de 155 litros/dia (SNIS, 2010).

$$Q = 155 \text{ L.hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1} \times 2000 \text{ hab} = 310 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} = 48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1};$$

$$\text{Adotando taxa de aplicação superficial} = 15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1};$$

$$\text{Área de flotação} = 48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} / 15 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} = 3,2 \text{ m}^2.$$

Unidade de preparo e dosagem de reagentes:

- 02 tanques de preparo e diluição de reagentes, em PRFV, resina isoftálica, com 2 m³ de capacidade e motor (1/2 CV) para mistura acoplado;
- 02 bombas dosadoras de diafragma, com capacidade máxima de 140 L.h⁻¹.

Unidade de coagulação:

- 02 câmaras de mistura em PRFV, (mistura rápida = 0,4 m³; mistura lenta = 8 m³);
- 02 motores de agitação (1/2 CV e 2 CV);

Unidade de flotação:

- 01 unidade de flotação alta (tipo coluna), em PRFV, com 12 m³ de capacidade, com diâmetro interno 2000 mm e altura total de 4500 mm, inclinação do fundo no vértice de 60°, altura da seção cilíndrica de 3200 mm, altura da seção cônica de 800 mm e altura da base ao fundo de 500 mm;
- Estrutura do tanque em tubo Schedule galvanizado a fogo. Escada e passarela com piso em chapa expandida galvanizada a fogo, corrimãos e guarda-corpos em aço carbono SAE 1020 galvanizado a fogo;
- 01 sistema de controle de nível, em PRFV, com tubulação de 6,5” e tanque cilíndrico com 400 mm de diâmetro e 500 mm de altura;
- Diâmetros das tubulações: alimentação 5”; água tratada 6,5”; e material flotado 8”;
- Bomba centrífuga multifásica (vazão = 9 m³.h⁻¹).

Bomba de Alimentação

- 01 bomba helicoidal de cavidades progressivas, com vazão de operação de 48 m³.h⁻¹, pressão de operação de 4,5 kgf.cm⁻², potência do motor de 15,0 CV.

Instrumentação e controle

- 02 medidores de vazão para os reagentes, tipo eletromagnético, com saídas 4 - 20 mA;
- 01 medidor de pressão, tipo eletromagnético, com saídas 4 - 20 mA;
- 02 eletroválvulas para os reagentes, com acionamento elétrico ou pneumático, com saídas 4 - 20 mA;

- 01 Controlador Lógico Programável (CLP);
- 02 inversores de frequência para os motores de agitação dos tanques de coagulação;

Estimativa de custos de investimento

Os custos de investimentos foram determinados levando em consideração os custos com equipamentos, segundo o método apresentado por Peters e Timmerhaus (1991).

A Tabela 20 apresenta os custos dos principais itens que compõe o sistema de Coagulação-Flotação dimensionado.

Tabela 20. Discriminação dos custos com equipamentos do sistema de Coagulação-Flotação de $48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

| ITEM | CUSTO (US\$) |
|---|---------------|
| Unidade de preparo e dosagem de reagentes | 3.200 |
| Unidade de Coagulação | 5.500 |
| Unidade de flotação | 9.300 |
| Bomba de alimentação | 4.870,0 |
| Instrumentação e controle | 5.080,0 |
| CUSTO TOTAL DOS EQUIPAMENTOS | 27.950 |

O custo total de investimento é apresentado na Tabela 21.

Tabela 21. Determinação do custo total de investimento para implantação do sistema de Coagulação-Flotação de $48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

| ITEM | PORCENTAGENS | CUSTO (US\$) |
|--|-----------------------------------|---------------|
| 1. Custos com equipamentos | | 27.950 |
| 2. Instalação do sistema | 20 % do Item 1 | 5.590 |
| 3. Tubulações | 10 % do Item 1 | 2.795 |
| 4. Preparo do local | 5 % do Item 1 | 1.398 |
| 5. Auxiliares | 5 % do Item 1 | 1.398 |
| 6. Linhas externas | 5 % do Item 1 | 1.398 |
| 7. CUSTO DE INVESTIMENTO FÍSICO | Somatório dos Itens 1 a 6 | 40.527 |
| 8. Engenharia e construção | 10 % do Item 7 | 4.053 |
| 9. Contingências | 15 % do Item 7 | 6.080 |
| 10. Fator de escalonamento | 10 % do Item 7 | 4.053 |
| 11. CUSTO TOTAL DE INVESTIMENTO | Somatório dos Itens 7 a 10 | 54.713 |

Estimativa de custos operacionais

O custo de operação e manutenção (Tabela 22) foi determinado pelo somatório dos custos de energia, reagentes, mão de obra e manutenção. O consumo de energia foi estimado em termos de bomba de alimentação, bombas dosadoras, preparo dos reagentes e bomba multifásica para saturação do reciclo. O custo de reagentes foi estimado considerando a adição de 30 mg.L⁻¹ de Sulfato de Alumínio Comercial (ou similar). No custo de mão de obra foi considerado um operador por turno de 8 horas cada, para preparo dos reagentes, coleta de amostras e controle do funcionamento geral do sistema. O custo de manutenção anual foi estimado como 4 % sobre o investimento total.

Em função dos cálculos, o custo de operação e manutenção por metro cúbico de água tratado resultou em 0,165 US\$/m³. A Tabela 22 mostra detalhadamente os custos de cada item.

Tabela 22. Custos de operação e manutenção para o tratamento de 48 m³.h⁻¹ de água, 24 horas por dia e 365 dias por ano.

| ITEM | UNIDADE | QUANTIDADES | | CUSTOS | | |
|------------------|---------|-----------------------------|------------------|------------------|----------------------|-----------------|
| | | UNIDADES/ m ³ | UNIDADES/ ANO | US\$/ UNIDADE | US\$/ m ³ | US\$/ ANO |
| Energia elétrica | KWh | 0,326 | 128.388,8 | 0,106 | 0,035 | 13.609,2 |
| Coagulante | kg | 0,03 | 12.614,4 | 0,46 | 0,013 | 5802,6 |
| Cal | kg | 0,008 | 3363,8 | 0,26 | 0,002 | 874,6 |
| Mão-de-obra | H-H | 0,022 | 8.760,0 | 5,0 | 0,110 | 43.800,0 |
| Manutenção | | | | | 0,005 | 2.012,3 |
| TOTAL | | | | | 0,165 | 65.224,1 |

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos na presente dissertação permitem estabelecer as seguintes conclusões:

1. A água bruta, que alimenta a ETA Rio Branco (Canoas-RS), mostrou uma variação de turbidez, entre 10 e 48 NTU, em amostras coletadas entre fevereiro e maio/2012 e setembro e novembro/2012, com picos de turbidez observados em condições de chuva. A turbidez residual máxima da água tratada por sedimentação do tipo lamelar foi sempre menor do que 5 NTU.
2. Os estudos em nível de bancada de Coagulação-Flotação FAD mostraram valores ótimos de pH (6.1 – 6.3) e concentração de sulfato de alumínio (30 mg.L^{-1}), na redução de turbidez da água bruta. Os melhores resultados de redução de turbidez foram obtidos nas seguintes condições de operação do sistema de Coagulação-Flotação FAD em bancada: valores de G de mistura rápida entre 700 e 1300 s^{-1} , G de mistura lenta igual a 80 s^{-1} , 20 % de taxa de reciclo e 4 atm de pressão de saturação de água com ar. A turbidez residual média foi de aproximadamente 2,8 NTU ou 94 % de redução de turbidez inicial. Esses resultados estão em acordo com outros trabalhos reportados na literatura e foram obtidos nas melhores condições de formação de precipitados coloidais das espécies de alumínio.
3. Todos os polímeros flocculantes estudados em nível de bancada na flocculação das partículas coaguladas com sulfato de alumínio apresentaram altas eficiências na redução de turbidez da água bruta. Os melhores valores de concentração de polímero foram os mais baixos estudados ($0,05$ e $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$), alcançando turbidez residual de até 0,6 NTU (97 % de redução da turbidez inicial), concentrações acima desses valores demonstraram uma leve queda na eficiência de separação.
4. Nos estudos em escala piloto, todos os parâmetros de FAD levantados em nível de bancada foram validados e a FAD-B (flotação por ar dissolvido em equipamento tipo coluna e com bolhas geradas por uma bomba multifásica) apresentou uma excelente eficiência de separação sólido/líquido, sem o uso de polímeros flocculantes, usando somente sulfato de alumínio como reagente coagulante. A flotação, rápida, dos sólidos suspensos e precipitados coloidais de alumínio mostraram em todos os ensaios, independentemente da taxa de aplicação

superficial, valores médios de turbidez residual da água tratada entre 2,1 – 2,9 NTU, bem abaixo da meta técnica estabelecida pela ETA na turbidez após SL em escala real (5 NTU). Esses resultados foram obtidos para valores de turbidez da água bruta inferiores a 25 NTU.

5. As taxas de aplicação (separação) da FAD-B variaram entre 9 - 15 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, sem prejuízo da turbidez residual, valores entre três a cinco vezes maiores aos obtidos na SL, na mesma planta piloto. Para taxas acima de 3 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ os valores da turbidez residual da água tratada na SL variaram entre 7 e 12 NTU.
6. Em função desses resultados, o estudo concluiu que a FAD-B apresenta um bom potencial no tratamento de águas de abastecimento, como alternativa à Sedimentação em condições onde é necessário um sistema compacto com uma separação rápida dos sólidos e a remoção da turbidez correspondente.
7. O uso de poliacrilamida não iônica na floculação das partículas coaguladas com sulfato de alumínio demonstrou uma melhora da eficiência de separação com o uso da técnica SL. Com o uso de FAD-B, ficou evidente uma perda de eficiência de separação no tratamento de águas brutas com turbidez elevada (> 35 NTU). Nos ensaios em planta piloto com FAD-B, notou-se uma leve queda na eficiência de separação com o aumento da concentração de poliacrilamida, devido à formação de macro-flocos, de fácil sedimentação e difícil flotação.
8. Foram discutidas, em detalhe, as vantagens observadas da flotação (velocidade de separação, menor uso de reagentes, entre outros), foi realizado um procedimento de projeto incluindo um cálculo preliminar de custos de FAD-B no tratamento de água para abastecimento público. Os valores de investimento para implantação de uma unidade de Coagulação-Flotação FAD-B do tipo coluna ($48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) ficaram próximos a US\$ 55.000 ($\pm 10\%$), com custos operacionais equivalentes a US\$ 0,165 ($\pm 10\%$) por metro cúbico de água tratada.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

São sugeridos os seguintes trabalhos, como sequência do desenvolvimento dos estudos realizados nesta dissertação:

1. Projetar, montar e avaliar a eficiência da FAD-B (flotadores de alta taxa tipo coluna elevada) em testes longos visando validar: i) o efeito sazonal, enfrentando picos acentuados de turbidez e diversas condições de qualidade da água bruta; ii) outros parâmetros de qualidade da água (cor, SDS, entre outros); iii) medir o efeito da aeração por FAD-B na remoção de contaminantes voláteis e iv) caracterizar qualitativa e quantitativamente os resíduos sólidos (lodo físico-químico) gerados no processo;
2. Avaliação do efeito ambiental do uso de polímeros flocculantes, que estão sendo usados hoje em algumas plantas ETA e que precisam de laudos de ecotoxicidade condizentes, com a ausência de poluição ou contaminação.
3. Difundir os resultados obtidos e organizar debates sobre a flotação avançada no tratamento de água em estações compactas, objetivando o aumento da produção rural ou urbana, em comunidades isoladas e necessitadas. Dentro deste contexto, o estudo do novo processo de floto-ozonização, aparece como alternativa de grande potencial.
4. Analisar os possíveis problemas operacionais da planta ETA Rio Branco, verificando o ponto de injeção do flocculante, os regimes de turbulência (gradientes de velocidade) e os tempos de residência nas etapas de agregação para uma floculação adequada.

PUBLICAÇÕES ASSOCIADAS AO TRABALHO

Azevedo, A. C.; Etchepare, R. G., Zaneti, R. N.; Rubio, J. Clarificação de água bruta para abastecimento: flotação com microbolhas e sedimentação lamelar. Saneamento Ambiental, n. 165, p. 24-29. 2012.

APÊNDICE – Tabelas de resultados dos estudos de Flotação-FAD em bancada

Efeito do pH do meio na coagulação-precipitação de sulfato de alumínio e na Flotação-FAD:

Tabela 23. Flotação-FAD no tratamento da água bruta (Canoas-RS). Efeito do pH de coagulação com sulfato de alumínio na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 29 NTU; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} ; G de mistura lenta = 70 s^{-1} ; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min)

| pH | Turbidez Residual, (NTU) | Redução de Turbidez, (%) | Desvio Padrão, (NTU) |
|-----------|---------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| 6.1 | 4,2 | 86 | 0,07 |
| 6.3 | 4,1 | 86 | 0,04 |
| 6.5 | 5,2 | 82 | 0,02 |
| 6.9 | 5,8 | 80 | 0,01 |

Efeito da concentração de sulfato de alumínio na coagulação-flotação FAD:

Tabela 24. Flotação-FAD no tratamento da água bruta (Canoas-RS). Efeito da concentração de sulfato de alumínio na redução da turbidez da água. Condições: Turbidez da água bruta = 21 NTU; pH = 6.2; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} ; G de mistura lenta = 70 s^{-1} ; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min.

| $[Al_2(SO_4)_3]$, mg.L^{-1} | Turbidez Residual, (NTU) | Redução de Turbidez, (%) | Desvio Padrão, (NTU) |
|---|---------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| 20 | 4,1 | 81 | 0,36 |
| 30 | 2,8 | 87 | 0,09 |
| 40 | 3,4 | 84 | 0,33 |
| 50 | 4,5 | 80 | 0,10 |

Efeito dos gradientes de velocidade (G) de mistura rápida e lenta na coagulação e flotação-FAD, com sulfato de alumínio:

Tabela 25. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura rápida na redução de turbidez da água. Condições: Turbidez da água bruta = 47,6 NTU; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura lenta = 70 s^{-1} .

| G mistura rápida, s^{-1} | Turbidez Residual, (NTU) | Redução de Turbidez, (%) | Desvio Padrão, (NTU) |
|---|---------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| 700 | 4 | 92 | 0,11 |
| 1000 | 4 | 92 | 0,08 |
| 1300 | 3,9 | 92 | 0,06 |

Tabela 26. Flotação-FAD no tratamento da água bruta (Canoas-RS). Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura lenta na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 48 NTU; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} .

| G mistura lenta, s^{-1} | Turbidez Residual, (NTU) | Redução de Turbidez, (%) | Desvio Padrão, (NTU) |
|--|---------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| 20 | 4 | 92 | 0,19 |
| 50 | 3,2 | 93 | 0,04 |
| 80 | 2,8 | 94 | 0,03 |

Efeito da concentração de polímero floculante na flotação-FAD:

Tabela 27. Flotação-FAD no tratamento de água bruta (Canoas-RS). Efeito da concentração e tipo de polímeros floculantes na redução de turbidez. Condições: Turbidez da água bruta = 26 NTU; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} , G de mistura lenta = 80 s^{-1} .

| Concentração, mg.L^{-1} | Turbidez Residual, NTU | | | Redução de turbidez, % | | | Desvio Padrão, NTU | | |
|-------------------------------------|---------------------------|-----------|-----------|---------------------------|-----------|-----------|---------------------------|-----------|-----------|
| | Qemifloc AH1020 PWG | FX NS2 | FX CS4 | Qemifloc AH1020 PWG | FX NS2 | FX CS4 | Qemifloc AH1020 PWG | FX NS2 | FX CS4 |
| | 0,05 | 1,0 | 1,2 | 1,1 | 96 | 95 | 96 | 0,15 | 0,15 |
| 0,1 | 0,6 | 0,9 | 0,9 | 98 | 96 | 97 | 0,10 | 0,10 | 0,10 |
| 0,5 | 1,6 | 1,6 | 1,7 | 94 | 94 | 93 | 0,15 | 0,10 | 0,15 |
| 1 | 2,1 | 1,8 | 2,1 | 92 | 93 | 92 | 0,17 | 0,06 | 0,19 |

Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura lenta na coagulação-floculação-flotação FAD e na coagulação-floculação-sedimentação com poliacrilamida não-iônica:

Tabela 28. Flotação-FAD e sedimentação de partículas na água bruta. Efeito do gradiente de velocidade (G) de mistura lenta na floculação com poliacrilamida não-iônica Qemifloc AH1020 PWG, na redução de turbidez da água. Condições: Turbidez da água bruta = 39 NTU; pH = 6.2; $[Al_2(SO_4)_3] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; [polímero] = $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$; Pressão de saturação = 4 atm; Taxa de reciclo = 20 %; Tempo de mistura rápida = 1 min; Tempo de mistura lenta = 5 min; G de mistura rápida = 1000 s^{-1} , Tempo de sedimentação = 5 min.

| G, s^{-1} | FAD | | | Sedimentação | | |
|--------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------|
| | Turbidez residual, NTU | Redução de turbidez, % | Desvio Padrão, NTU | Turbidez residual, NTU | Redução de turbidez, % | Desvio Padrão, NTU |
| 20 | 4,8 | 88 | 0,27 | 7,0 | 82 | 0,73 |
| 50 | 4,2 | 89 | 0,29 | 8,0 | 79 | 0,58 |
| 80 | 3,4 | 91 | 0,24 | 9,9 | 75 | 0,78 |
| 110 | 2,7 | 93 | 0,14 | 11,4 | 71 | 0,64 |

Efeito da pressão de saturação e da taxa de reciclo na Flotação-FAD:

Tabela 29. Redução de turbidez da água bruta (Canoas-RS) via Flotação-FAD. Efeito da taxa de reciclo e pressão de saturação. Condições: Turbidez da água bruta = 19 NTU; $[Al_2(SO_4)_3]$ = 30 mg.L⁻¹; pH = 6.5; Tempo de mistura = 5 min.

| Ensaio | Pressão de saturação, (atm) | Taxa de reciclo, (%) | Turbidez Residual, (NTU) | Redução de Turbidez, (%) | Desvio Padrão, (NTU) |
|---------------|------------------------------------|-----------------------------|---------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| 1 | 4 | 20 | 1,8 | 91 | 0,23 |
| 2 | 4 | 30 | 1,3 | 93 | 0,26 |
| 3 | 5 | 20 | 1,6 | 92 | 0,28 |
| 4 | 5 | 30 | 1,4 | 92 | 0,30 |

REFERÊNCIAS

Agarwal, S. Efficiency of shear-induced agglomeration of particulate suspensions subjected to bridging flocculation. West Virginia University, Morgantown, West Virginia. 2002.

Agência Nacional de Águas. Atlas Brasil, Abastecimento Urbano de Água. Panorama Nacional. V. 1. ANA, Brasília, 2010.

Agência Nacional de Águas. Atlas Brasil, Abastecimento Urbano de Água. Panorama por Estados. V. 2. ANA, Brasília, 2010.

Alvarez, J. C. D.; Becerril-Bravo, E.; Castro, V. S.; Jiménez, B.; Gibson, R. The analysis of a group of acidic pharmaceuticals, carbamazepine, and potential endocrine disrupting compounds in wastewater irrigated soils by gas chromatography–mass spectrometry. *Talanta* n. 78, p. 1159–1166. 2009.

Amato, T., Edzwald, J.K., Tobiasson, J.E., Dahlquist, J., Hedberg, T. An integrated approach to dissolved air flotation. *Water Science and Technology* n. 43, p. 19–26, 2001.

Amirtharajah, A.; Mills, K.M. Rapid-mix design for mechanism of alum coagulation. *Journal of the American Water Works Association*, n. 74, v. 4, p. 210-216, 1982.

Andreoli, C. V.; Dalarmi, O.; Lara, A. I.; Rodrigues, E. M.; Andreoli, F. D. N. Os mananciais de abastecimento do sistema integrado da Região Metropolitana de Curitiba-RMC. *Rev. Téc. Sanepar*, n. 12. 1999.

Andreozzi, R.; Canterino, M.; Marotta, R.; Paxeus, N. Antibiotic removal from wastewaters: the ozonation of amoxicilin. *Journal of Hazard Mater.* n. 122, p. 243-250, 2005.

Ata, S.; Jameson, G.J. The formation of bubble clusters in flotation cells. *International Journal of Mineral Processing*, n. 76, v. 1-2, p. 123-139, 2005.

Balcioglu, I. A.; Otker, M. Treatment of pharmaceuticals wastewater containing antibiotics by O_3 and O_3/H_2O_2 processes. *Chemosphere* n. 50, p. 85-95. 2003.

Boström, M., Deniz, V., Franks, G. V. e Ninham, B. W. Extended DLVO theory: Electrostatic and non-electrostatic forces in oxide suspensions. *Advances in Colloid and Interface Science*, n. 5-15, p. 123-126. 2006.

Bratby, J., Marais, G.V.R. Flotation. Em: Purchas DB, editor. *Solid/liquid separation equipment scale-up*. Upland Press, pp. 155–68. 1977.

Bratby, J. L. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. *International Water Association* 450 pp. 2006.

Broseus, R.; Vincent, S.; Aboufadel, K.; Daneshvar, A.; Sauve, S.; Barbeau, B.; Prevost, M. Ozone oxidation of pharmaceuticals, endocrine disruptors and pesticides during drinking water treatment. *Water Research*, n. 43, p. 4707–4717. 2009.

Camp, T.R.; Stein, P.C. Velocity gradients and internal work in fluid motion. *Journal of the Boston Society of Civil Engineers*; n. 85, p. 219-37. 1943.

Carissimi, E., Rubio, J. The flocs generator reactor—FGR: a new basis for flocculation and solid–liquid separation. *International Journal Mineral Processing*, 75(3–4):237–47. 2005.

Carissimi, E. Desenvolvimento do Reator Gerador de Flocos (RGF): aspectos teóricos e aplicações no tratamento e reúso de águas e efluentes. Tese de Doutorado, UFRGS, Porto Alegre, 2007.

Ching, H., Tanaka, T. S. e Elimelechi, M. Dynamics of coagulation of kaolin particles with ferric chloride. *Water Research*, 28(3): 559-569. 1994.

Claas, I. C.; Maia, R. A. M. Efluentes líquidos. Projeto Estratégico Nacional Desenvolvimento Integrado de Cursos para Educação a Distância com recursos multimídia via Internet. Programa Tecnologias e Gestão Ambiental – TGA. Brasília: SENAI/DN, 2003.

Colic, M. et al. From Air Sparged Hydrocyclone to Gas Energy Mixing (GEM) Flotation, Clean Water Technology, Inc., Goleta, California, pp. 18. 2001.

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução 357/2005. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2005.

Costa, C. A. Remoção de Amônia de Efluentes Líquidos Com o Uso de Microbolhas - Fundamentos e Aplicações. Tese de doutorado, UFRGS, Porto Alegre. 2002.

Crossley, I.A., Herzner, J., Bishop, S.L., Smith, P.D. Going Underground – Constructing New York City’s First Water Treatment Plant, a 1,100 MI/d Dissolved Air Flotation, Filtration, and UV Facility. 5th International Conference on Flotation in Water and Wastewater Systems. International Water Association (IWA), Seul, Coréia do Sul, 2007.

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.

Dai, Z.; Dukhin, S.; Fornasiero, D.; Ralston, J. The inertial hydrodynamic interaction of particles and rising bubbles with mobile surfaces. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 197, n. 2, p. 275-292, 1998.

- Dai, Z.; Fornasiero, D.; Ralston, J. Particle–bubble collision models - a review. *Advances in Colloid and Interface Science*, v. 85, n. 2-3, p. 231-256, 2000.
- Da Rosa, J. J. Tratamento de efluentes oleosos por floculação pneumática em linha e separação por flotação. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2002.
- Da Rosa, J.J., Rubio, J. The FF (flocculation–flotation) process. *Minerals Engineering*, 18:701-707. 2005.
- 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.
- Deblonde, T.; Leguillieb, C. C.; Hartemanna, P. Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, n. 214, p. 442–448. 2011.
- Delphos, P. J.; Wesner, G. M. Mixing, coagulation and flocculation. In.: *Water Treatment Plant Design – AWWA e ASCE*. 4th ed., McGraw Hill, Inc. 2005.
- 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.
- De Rijk, S.E., Van der Graaf, J.H.J.M., den Blanken, J.G. Bubble size in flotation thickening. *Wat. Res.*, n. 28(2), p. 465-473. 1994.
- Di Bernardo, L. Métodos de técnicas de tratamento de água. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. ABES, Rio de Janeiro, Brasil. 1993.
- Di Bernardo, L., Dantas, A. D. B. Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. Rima, 2^a ed. 783 p. 2005.
- Di Bernardo, L.; Sabogal Paz, L. P. Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água. Volume 1. LDiBe Editora. São Carlos, 2008.
- Dobiás, B. e Stechemesser, H. Coagulation and flocculation. Marcel Dekker Inc, New York, 882 pp. 2005.
- Duan, J. e Gregory, J. Influence of soluble silica on coagulation by aluminium sulphate. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 107: 309-319. 1996.
- Duan, J.; Gregory, J. Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science* n. 100 –102, p. 475–502. 2003.
- Eades, A. and Brignall, W. J., Counter-current dissolved air flotation/Filtration, *Water Science and Technology*, 31, 173-178. 1995.

Edzwald, J.K. Principles and applications of dissolved air flotation. *Water Science and Technology*. 31 (3-4), 1-23. 1995.

Edzwald, J. K.; Tobiason, J.E.; Dunn, H.; Kaminski, G.; Galant, P. Removal and fate of *Cryptosporidium* in dissolved air drinking water treatment plants. *Water Science and Technology*, v. 43, n. 8, p. 51–57. 2001.

Edzwald, J. K. The science and engineering of dissolved air flotation for drinking water treatment. In.: 5th International Conference on Flotation in Water and Wastewater Systems. International Water Association (IWA), Seul, Coréia do Sul, 2007.

Edzwald, J. K. Dissolved air flotation and me. *Water Research* 44. 2077 – 2106. 2010.

Englert, A. H. Flotação por Ar Dissolvido (FAD) de Micropartículas, Caracterização de Microbolhas e Medidas de Força de Interação Bolha-Partícula. Tese de doutorado, UFRGS, Porto Alegre. 2008.

Etchepare, R.; Zaneti, R; Rubio, J. Reciclagem de água em lavagem de carros. *Saneamento Ambiental*, n. 154, 2011.

Etchepare, R. G. Integração de processos no tratamento de efluentes de lavagem de veículos para reciclagem de água. Dissertação de Mestrado, UFRGS, Porto Alegre, 2012.

Farmerie, J. E. Dissolved Air Flotation's effectiveness for *Cryptosporidium* and *Giardia* Removal. In.: 5th International Conference on Flotation in Water and Wastewater Systems. International Water Association (IWA), Seul, Coréia do Sul, 2007.

Féris, L.A.; Rubio, J. Dissolved air flotation (FAD) performance at low saturation pressures. *Filtration Separation*, 36(9)61-65. 1999.

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. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 10, n. 3, p. 185-193. 2005.

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

Fleer, G. J. Polymers at interfaces and in colloidal dispersions. *Advances in Colloid and Interface Science*, 159(2): 99-116. 2010.

Galvis, G.; Latorre, J. L.; Fernandez, J.; Visscher, J. T. Multistage Filtration. *A Water Treatment Technology*. IRC. CINARA. Universidad del Valle. The Hague. The Netherlands. 1998.

- Graham, N.; Fang, G.; Fowler, G.; Watts, W. Characterisation and coagulation performance of a tannin-based cationic polymer: A preliminary assessment. *Colloids and surfaces A: physicochemical and engineering aspects*. p. 327 (9 – 16). 2008.
- Ghiselli, G.; Jardim, W. F. Interferentes Endócrinos no Ambiente. *Quim. Nova*, v. 30, n. 3, 695-706, 2007.
- Haarhoff, J. Dissolved air flotation: progress and prospects for drinking water treatment. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua* 57 (8), 555–567. 2008.
- Hall, T.; Pressdee, J.; Gregory, R.; Murray, K. Cryptosporidium removal during water treatment using dissolved air flotation. *Water Science and Technology*, v. 31, n. 3-4, p. 125-135. 1995.
- Han, M.; Kim, T. Development of algae removal method for natural water systems based on the principle of harmony and balance. In.: 5th International Conference on Flotation in Water and Wastewater Systems. International Water Association (IWA), Seul, Coréia do Sul, 2007.
- Hester, R. E.; Harrison, R. M. Waste treatment and disposal. *Environmental science and technology*. Royal Society of Chemistry, Cambridge, 166 pp. 1995.
- Hopkins, D. C. e Ducoste, J. J., Characterizing flocculation under heterogeneous turbulence. *Journal of Colloid and Interface Science*, n. 264, p. 184-194. 2003.
- Hunter, R. J. Foundations of colloid science. Oxford University Press, New York, 806 pp. 2001.
- Hyde, R.A. Water Clarification by Flotation – 4, WRC TR 13. 1975.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000. Rio de Janeiro, Brasil, 2002.
- Kemmer, F. N. Coagulation and flocculation. In.: *The NALCO Water Handbook*, cap. 8, 2nd ed., McGraw Hill, Inc. 1987.
- Kitchener, J. A. Principles of action of polymeric flocculants. *British Polymer Journal*, 4: 217-229. 1972.
- Kitchener, J. A. Flocculation in mineral processing. *Scientific Basis of Flocculation*. NATO Advanced Study Institute Series. 1978.
- Kitchener, J. A. The froth flotation process: Past, present and future-in brief. In: *The Scientific Basis of Flotation, Part 1*. NATO Advances Study Institute, p. 1-26. 1985.
- Koopal, L. K. Ion adsorption on homogeneous and heterogeneous surfaces. In: M. Dekker (Editor), *Coagulation and Flocculation*. Inc, New York. 2005.

Lédo, P. G. S. Flotação por Ar Dissolvido na Clarificação de Águas com Baixa Turbidez Utilizando Sulfato de Alumínio e Sementes de Moringa Oleifera como Coagulantes. Tese de Doutorado, UFRN/PPGEQ. Natal, 2008.

Lee, C. H.; An, D. M.; Kim, S. S.; Ahn, K. H.; Cho, S. H. Full scale operation of dissolved air flotation process using microbubble generating pump. In.: 5th International Conference on Flotation in Water and Wastewater Systems. International Water Association (IWA), Seul, Coréia do Sul, 2007.

Letterman, R. D. e Vanderbrook, S. G. Effect of solution chemistry on coagulation with hydrolyzed Al(III) - significance of sulfate ion and pH. *Water Research*, 17: 195-204. 1983.

Letterman, R. D.; Amirtharajah, A.; O'Melia, C. R. Coagulation and flocculation. In.: *Water Quality and Treatment – AWWA*. 5th ed., McGraw Hill, Inc. 2002.

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, pp.29. 2000.

Lobato, S. J. M.; Reali, M. A. P.; Faitanin, L. O Sucesso do Emprego da Flotação por Ar Dissolvido no Pré-tratamento de Água Bruta da ETA Meaípe-ES. In.: 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. 1995.

Lobato, S. J. M.; Faitanin, L.; Moreschi, V. Implantação do Processo de Flotação por Ar Dissolvido em Substituição ao Processo de Decantação de Alta Taxa no Pré-Tratamento da Água Bruta da Estação de Tratamento de Água de Mantenópolis – ES. In.: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. 1997.

Lu, S., Ding, Y. e Guo, J. Kinetics of fine particle aggregation in turbulence. *Advances in Colloid and Interface Science*, 78: 197-235. 1998.

Lundh, M.; Jönhson, L. and Dahlquist, J. The influence of contact zone configuration on the flow structure in a dissolved air flotation pilot plant. *Water Research* 36, 1585–1595, 2002.

McFarlane, A. J., Bremmell, K. E. e Addai-Mensah, J. Optimizing the dewatering behaviour of clay tailings through interfacial chemistry, orthokinetic flocculation and controlled shear. *Powder Technology*, 160: 27-34. 2005.

Melbourne, J. D.; Zabel, T.F. Flotation for Water and Waste Treatment, Papers and Proceedings, WRC Conf., Felixstowe, UK. 1976.

Metcalf e Eddy. *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. McGraw Hill, 1819 pp. 2003.

Miller, J. Surface chemistry of oil/soil/water systems for improved oil removal from contaminated soil by air-sparged hydrocyclone flotation, Environmental Protection Agency. 2001.

Ministério da Saúde. Boas Práticas no Abastecimento de Água: Procedimentos para Minimização de Riscos à Saúde. Brasília, 2006.

Ministério da Saúde. Portaria MS 2.914/2011. Brasília, 2011.

Nguyen, A.V.; Schulze, H.J. Colloidal Science of Flotation. 1ª ed., New York: Marcel Dekker, 850 p., 2003.

Novarsa. <http://www.novarsa.com/por/productos.php?id=2> disponível em fevereiro de 2013.

Oliveira, C., Rubio, J. Mecanismos, Técnicas e Aplicações da Agregação no Tratamento Mineral e Ambiental. 1a ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2011.

Oliveira, C.; Rubio, J. A short overview of the formation of aerated flocs and their applications in solid/liquid separation by flotation. Minerals Engineering, v. 39, p. 124-132. 2012.

Oliveira, C. Mecanismos de floculação com polímeros hidrossolúveis, geração de flocos aerados, floculação em núcleos de bolhas floculantes e aplicações na separação de partículas modelos por flotação. Tese de doutorado, UFRGS, Porto Alegre. 2010.

Owen, J. J., Morse, D. E., Morse, W. O. e Jovine, R. New developments in flotation equipment for water treatment systems. In: B. K. Parekh e J. D. Miller (Editors), Advances in Flotation Technology. Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Littleton, pp. 381-388. 1999.

Owen, A. T. et al. Using turbulent pipe flow to study the factors affecting polymer-bridging flocculation of mineral systems. International Journal of Mineral Processing, n. 87, p. 90-99. 2008

Ozkan, A., Uslu, Z., Duzyol, S. e Ucbeyiay, H. Correlation of shear flocculation of some salt-type minerals with their wettability parameter. Chemical Engineering and Processing: Process Intensification, n. 46(12), p. 1341-1348. 2007.

Packham, R.F.; Richards, W.N. Water Clarification by Flotation – 3, Treatment of Thames Water in a Pilot-Scale Flotation Plant, WRC TR2. 1975.

Pernitsky, D. J. Coagulation 101. Em: Proceedings, Technology Transfer Conference, Universidade de Calgary, Alberta, Canadá, 2003.

Pernitsky, D.J., Breese, S., Wobma, P., Griffin, G., Kjartansan, K., Sorokowski, R. From Pilot Tests to Design on Canada's Largest DAF Water Treatment Plant. In.: The 5th International Conference on Flotation in Water and Wastewater Systems, Seul, Coréia do Sul, 2007.

Peters, M. S.; Timmerhaus, K. D. Plant design and economics for chemical engineers. Ed. McGraw-Hill chemical engineering series. 4ª Ed ilustrada. 910 pgs. McGraw-Hill, 1991.

Pham, T.T., Proulx, S. PCBs and PAHs in the montreal urban community (Quebec, Canada) wastewater treatment plant and in the effluent plume in the St Lawrence river. Water Research, n. 31, v. 8, p. 1887–1896. 1997.

Pioltine, A.; Reali, M. A. P. Emprego de bomba multifásica como unidade geradora de microbolhas de ar em sistema de flotação aplicado ao pré-tratamento de efluente têxtil. Eng Sanitária e Ambiental, n.16, v.2, p. 167-174, 2011.

Ralston, J.; Dukhin, S.; Mishchuk, N.A. Wetting film stability and flotation kinetics. Advances in Colloid and Interface Science, v. 95, n. 2-3, p. 145-236, 2002.

Reali, M.A .P.; Marchetto, M. High-rate dissolved air flotation for water treatment. Water Science and Technology, n. 43, v. 8, p. 43–49. 2001.

Reali, M. A. P.; Moruzzi, R. B.; Patrizzi, L. J. Flotação por ar dissolvido aplicada na clarificação de águas que apresentam picos de turbidez. In.: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. 2003.

Reali, M. A. P. and Patrizzi, L. J. The influence of the contact zone configuration on the efficiency of a DAF pilot plant. In.: The 5th International Conference on Flotation in Water and Wastewater Systems, Seul, Coréia do Sul, 2007.

Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (Org.). *Águas doces no Brasil*. São Paulo: Escrituras, 1999.

Rees, A.J., Rodman, D.J. and Zabel, T.F. Water Clarification by Flotation – 5, WRC TR 114. 1979.

Reis Filho, R. W.; Luvizotto-Santos, R.; Vieira, E. M. Poluentes Emergentes como Desreguladores Endócrinos. J. Braz. Soc. Ecotoxicol., v. 2, n. 3, 283-288. 2007.

Richter, C. A.; Azevedo Netto, J. M. Tratamento de Água: Tecnologia Atualizada. Editora Edgard Blücher, 1ª ed. São Paulo. 1991.

Rodrigues, R. T., Rubio, J. New basis for measuring bubbles size distribution. Minerals Engineering, 16(8):757–65. 2003.

Rodrigues, R. T. Desenvolvimento da técnica LTM-BSizer para a caracterização de bolhas e avaliação de parâmetros no processo de flotação. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 131 pp. 2004.

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

Rosal, R.; Rodriguez, A.; Perdigon-Melon, J.A.; Petre, A.; Garcia-Calvo, E.; Gomez, M.J.; Aguera, A.; Fernandez-Alba, A.R. Occurrence of emerging pollutants in urban wastewater and their removal through biological treatment followed by ozonation. *Water Res.* 44, 578–588. 2010.

Ross, C.C.; Smith, B.M.; Valentine, G.E. Rethinking dissolved air flotation (DAF) design for industrial pretreatment. In: *Water Environment Federation and Purdue University Industrial Wastes Technical Conference*, St. Louis, Missouri, 2000.

Rossini, M., Garrido, J. G. e Galuzzo, M. Optimization of the coagulation-flocculation treatment: Influence of rapid mix parameters. *Water Research*, 33(8): 1817-1826. 1999.

Rubio, J. e Kitchener, J. A. The mechanism of adsorption of poly(ethylene oxide) flocculant on silica. *Journal of Colloid and Interface Science* 57(167-179). 1976.

Rubio, J., Souza, M. L. e Smith, R. W. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. *Minerals Engineering*, 15(3): 139-155. 2002a.

Rubio, J.; Tessele, F.; Porcile, P. A.; Marinkovic, E. Flotación como processo de remoción de contaminantes: Avances y aplicaciones em La flotación por aire dissuelto. *Minerales*, v. 57, n. 243, p. 21-28, 2002b.

Rubio, J. Unconventional Flocculation and Flotation. In: J. Ralston, J. Miller e J. Rubio (Editors), *Fundamentals to Applications, Proceedings from Strategic Conference and Workshop*, Hawai, pp. 17-23. 2003.

Rubio, J., Carissimi, E. e Rosa, J. Flotation in water and wastewater treatment and reuse: recent trends in Brazil. *International Journal of Environment and Pollution*, 30(2): 193-207. 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.

Rubio, J., Zaneti R.N., Treatment of washrack wastewater with water recycling by advanced flocculation–column flotation. *Desalination*, n. 8, p. 146–153. 2009.

Rulyov, N. N. Hydrodynamic destruction of waste emulsions in the process of their separation through ultra-flocculation and micro-flotation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, n. 152(1-2), p. 11-15. 1999.

Rulyov, N. N. Turbulent microflotation: theory and experiment. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, n. 192(1-3), p. 73-91. 2001.

Sabogal Paz, L. P.; Di Bernardo, L. Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água em Função do Tratamento, Aproveitamento e Disposição dos Resíduos Gerados nas ETAs. XXX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Punta del Este, Uruguay. 2006.

Salvato, J. A., Nemerow, N. L. e Agardy, F. J. *Environmental engineering*. Copyright by John Wiley & Sons, New Jersey, 1584 pp. 2003.

Santander, M., Rodrigues, R.T., Rubio, J. Modified jet flotation in oil (petroleum) emulsion/water separations. *Colloids and Surfaces. A, Physicochemical and Engineering Aspects*, n. 375, p. 237-244. 2011.

Sarrot, V.; Guiraud, P.; Legendre, D. Determination of the collision frequency between bubbles and particles in flotation. *Chemical Engineering Science*, v. 60, n. 22, p. 6107-6117, 2005.

Schofield, T. Dissolved air flotation in drinking water production. *Water Science and Technology*, v. 43, n. 8, p. 9–18, 2001.

Schulze, H.J. *Physico-Chemical Elementary Processes in Flotation: Analysis from the Point of View of Colloid Science Including Process Engineering Considerations*. 1^a ed., Amsterdam: Elsevier Science Ltd., *Developments in Mineral Processing*, 348 p., 1984.

Shaw, D. J. *Introduction to colloid and surface chemistry*. Butterworth Heinemann, Fourth edition. Oxford, 1992.

Silva, R.; Rubio, J. "Treatment of Acid Mine Drainage (AMD) from Coal Mines in South Brazil. *International Journal of Coal Preparation and Utilization*, v. 29:4, p. 192 — 202. 2009.

Silva, R. D. R. Tratamento de drenagens ácidas de minas de carvão pelo processo NFSL – neutralização, floculação e sedimentação lamelar. Dissertação de Mestrado, UFRGS, Porto Alegre, 2009.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos serviços de água e esgotos. Programa de Modernização do Setor Saneamento – 2010. Disponível em: www.snis.gov.br. Acesso em Fevereiro de 2013.

Sohn, B. Y.; Oh, B. S.; Kang, T. H.; Jung, Y. J.; Kwon, S. B.; Hyuk, K. Application of Ozone combined with DAF Process for Water Treatment Process. In.: 5th International Conference on Flotation in Water and Wastewater Systems. International Water Association (IWA), Seul, Coréia do Sul, 2007.

Solano F. C. A.; Sabogal, L. P.; Galvis, C. A.; Latorre, M. J. El riesgo sanitario y la eficiencia de las tecnologías em la selección de tecnología para potabilización del agua. Seminario

Taller Selección de Tecnología para el Mejoramiento de la Calidad de Agua. Santiago de Cali, Colombia. 2000.

Solari, J.A., Gochin, R.J. Fundamental aspects of microbubbles flotation. *Colloid Chemistry in Mineral Processing. Development in Mineral Processing*, 12:395-418. 1992.

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

Svarovsky, L. *Solid-Liquid separation*. Butterworth-Heinemann, 568 pp. 2000.

Tripathy, T. e De, B. R. Flocculation: A new way to treat the waste water. *Journal of Physical Sciences*, 10: 34, 2006.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. *Research Plan for Endocrine Disruptors*. 1998.

Van Benschoten, J. E.; Edzwald, J. K. Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. *Water Research*, 24(12): 1519-1526. 1990.

Verlicchi, P.; Galletti, A.; Petrovic, M.; Barceló, D. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology*, n. 389, p. 416–428, 2010.

Vogelsang, C.; Grung, M.; Jantsch, T.G.; Tollefsen, K.E.; Liltved, H. Occurrence and removal of selected organic micropollutants at mechanical, chemical and advanced wastewater treatment plants in Norway. *Water Res.* 40, 3559–3570. 2006.

Wilinski, P. R.; Naumczyk, J. Dissolved Ozone Flotation as a innovative and prospect method for treatment of micropollutants and wastewater treatment costs reduction. In.: 12th edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES-2012) - Urban waters: resource or risks?. Arcueil, France, 2012.

Winward, G. P.; Avery, L. M.; Stephenson, T.; Jefferson, B. Chlorine disinfection of grey water for reuse: Effect of organics and particles. *Water Research*, v.42, p. 483 – 491, 2008.

Xiao, F., Ju-Chang Howard Huang, J. H., Zhang, B. e Cuib, C. Effects of low temperature on coagulation kinetics and floc surface morphology using alum. *Desalination*, 237: 201-213. 2009.

Xiao, F., Ma, J., Yi, P. e Huang, J. C. Effects of low temperature on coagulation of kaolinite suspensions. *Water Research*, 42(12): 2883-2892. 2008.

Yatesa, P. D., Franks, G. V. e Jameson, G. J. Orthokinetic heteroaggregation with nanoparticles: Effect of particle size ratio on aggregate properties. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 326: 83-91. 2008.

Yoon, R. H.; Ravishankar, S. A. Application of extended DLVO theory III. effect of octanol on the long-range hydrophobic forces between dodecylamine-coated mica surfaces. *Journal of Colloid Interface Science*, v. 166, p. 215-224, 1994.

Yoon, S. Y. e Deng, Y. L. Flocculation and reflocculation of clay suspension by different polymer systems under turbulent conditions. *Journal Colloid and Interface Science*, n. 278(1), p. 139-145. 2004.

Zaneti, R.N. Sistema compacto para tratamento e reciclo de água de lavagem de veículo por flotação em coluna. Dissertação de Mestrado. UFRGS, Porto Alegre. 2007.

Zaneti, R., Etchepare, R., Rubio, J. Car wash wastewater reclamation. Full-scale application and upcoming features. *Resources, Conservation and Recycling*, n. 55, p. 953-959. 2011.

Zimmermann, S. G.; Salhi, E.; Koepke, S.; Hollender, J.; Hammes, F.; Gansner, E.; Koch, M.; Traber, J.; Ort, C.; Siegrist, H. R.; Von Gunten, U. Assessment of a full scale ozonation to reduce micropollutants concentrations in municipal wastewater. In: *Proc. LET Conference*, Zurich CH. 2008.

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