

Alexandre Botari

**MODELAÇÃO MATEMÁTICA DA PERDA DE CARGA E
DA REMOÇÃO DE TURBIDEZ E DE PARTÍCULAS NA
FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE**

Tese apresentada à Escola de Engenharia
de São Carlos, da Universidade de São
Paulo, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em Hidráulica
e Saneamento

Orientador: Prof. Titular Luiz Di Bernardo

São Carlos

2007

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao Soberano
Senhor Jeová Deus. Também aos meus
pais, que sempre me apoiaram em tudo.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Luiz Di Bernardo pela orientação.

Aos meus pais Agenor e Vera que me deram incentivo e apoio durante toda a realização deste trabalho, como sempre o fizeram em toda a minha vida.

Às minhas irmãs Doris e Miriam que me incentivaram.

Aos colegas Angela Di Bernardo Dantas e Eudes José Arantes, pela colaboração na realização deste trabalho.

Aos Professores do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos pelos ensinamentos.

À Coordenação de Apoio ao Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão de bolsa de doutorado direto.

Aos colegas e amigos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, em especial minha amiga Justina dos Santos Martins.

RESUMO

BOTARI, A. (2007). *Modelação Matemática da Perda de Carga e da Remoção de Turbidez e de Partículas na Filtração Direta Ascendente*. São Carlos, 2007. 402p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Este trabalho propõe a modelação matemática da perda de carga e da remoção de turbidez e de partículas na filtração direta ascendente baseada nos modelos que descrevem macroscopicamente o processo de filtração. Os modelos incluem o mecanismo de desprendimento de partículas do meio filtrante e a alteração da porosidade do material retido durante o processo de filtração. Foram propostos dois modelos: o monodisperso e o polidisperso. Tais modelos foram adaptados para a aplicação à filtração direta ascendente em material granular de areia grossa e pedregulho a partir de modelos para filtração descendente. Objetivou-se a identificação da influência do vetor gravitacional na parcela de eficiência por sedimentação gravitacional na proposição de modelos de eficiência inicial de remoção na filtração ascendente. Três concepções para quatro modelos de eficiência inicial de remoção foram propostas e aplicadas à filtração ascendente. Duas destas concepções foram adaptadas do original da filtração em aerossóis para escoamento ascendente e a outra a partir de modelos para escoamento descendente. Os resultados do modelo monodisperso apresentaram boa aderência aos dados experimentais obtidos da filtração ascendente em um sistema de dupla filtração mediante uma análise estatística com base nos valores dos coeficientes de correlação não linear. O modelo polidisperso também foi analisado, não tendo alcançado, entretanto, a mesma eficiência do modelo monodisperso. Os valores de eficiência inicial de remoção para a filtração direta ascendente calculados pela concepção proposta neste trabalho indicam razoável adequação aos modelos de filtração e apresentam-se coerentes e consistentes com os valores experimentais e com a teoria da trajetória.

Palavras-chave: modelação matemática, modelos de eficiência inicial de remoção, sedimentação gravitacional, filtração direta ascendente.

ABSTRACT

BOTARI, A. (2007). *Mathematical Modeling of the Head Loss and of the Turbidity and Particles Removal in Up Flow Direct Filtration*. Sao Carlos, 2007. 402p. These (Doctorate) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

This work proposes mathematical models to predict the head loss, the turbidity and particles removal in up flow direct filtration based on the models that describe macroscopic filtration process. The models include the mechanism of particles detachment from the granular medium and the porosity change of the retained material during the filtration process. Two models were proposed: the monodisperse one and the polydisperse one. These models were used for up flow direct filtration in granular material of coarse sand and gravel based on down flow filtration models. The identification of the influence of the gravitational vector was aimed in the efficiency portion by gravitational sedimentation in the proposition of models of initial efficiency collector in the up flow filtration. Three conceptions of four initial efficiency collector models were proposed and applied to up flow filtration. Two of those conceptions were adapted from up flow aerosols filtration and another one was based on down flow models. The results of the monodisperse model presented good adherence to the up flow experimental data from a double filtration system by means of a statistical analysis with based on coefficients of non linear correlation values. The polydisperse model was also analyzed, however, it did not provide the same efficiency of the monodisperse model. The initial efficiency removal values for the up flow direct filtration calculated by the proposed models indicated reasonable suitability to the filtration models and they come coherent and consistent with the experimental values and with the theory of trajectory analysis.

Keywords: mathematical modeling, initial efficiency collector, gravitational sedimentation, up flow direct filtration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Estruturas de transição de colóides e associação de colóides. Fonte: Adaptado de HIRTZEL & RAJAGOPALAN, (1985).....	11
Figura 2: Representação esquemática da Dupla Camada Elétrica em torno de uma partícula. Fonte: Adaptado de BIRDI (1997)	13
Figura 3: Representação qualitativa da Força de Interação Estérica. Fonte: Adaptado de HIRTZEL & RAJAGOPALAN, (1985).....	14
Figura 4: Constituintes da água, técnicas usuais de determinação de tamanho de partículas e tecnologias de tratamento de água por faixas de tamanho. Fonte: Adaptado de SANTOS et al. (2004).....	18
Figura 5: Representação esquemática da partícula de argila. Fonte: DI BERNARDO, A. (2004)..	19
Figura 6a: Partículas de argila ao microscópio óptico: partículas de caulinita encontradas na parte sobrenadante da solução de água com caulinita.....	20
Figura 6b: Partículas de argila ao microscópio óptico: partícula de caulinita encontrada na solução “mãe”	20
Figura 7: Exemplos de formas de partículas e morfologias de microrganismos presentes na água. Fonte: SANTOS et al. (2004)	20
Figura 8: Correlação entre o número de partículas por mL e a turbidez em uT. Fonte: Adaptado de LEVEAU (2001)	23
Figura 9: Diagrama dos estágios do ciclo (ou carreira) de filtração rápida	26
Figura 10: Mecanismos de aderência e desprendimento na filtração ascendente. Adaptado de AMIRTHARAJAH, (1988)	28
Figura 11: Mecanismos de transporte na filtração ascendente. Adaptado de AMIRTHARAJAH, (1988).....	31
Figura 12: Configurações geométricas mais comuns para os modelos de coletores	32
Figura 13: Elemento infinitesimal do leito filtrante para o balanço de massa	51
Figura 14: Esquema simplificado do filtro utilizado no experimento de Darcy. Fonte: Adaptado de TRUSSELL & CHANG (1999)	61
Figura 15: Representação gráfica do comportamento das equações de perda de carga em relação ao número de Reynolds em meios filtrantes. Fonte: Adaptado de SISSOM & PITTS (1972)....	78
Figura 16: Representação esquemática do filtro com leito de múltiplas camadas	83
Figura 17: Esquema da interação entre partículas e entre coletor e partículas em uma suspensão polidispersa. Fonte: Adaptado de LEVEAU (2001)	85
Figura 18: Esquema da diferenciação no tempo t_j para a camada de material filtrante no espaço z_i e z_{i+1}	88
Figura 19: Diagrama de blocos do funcionamento dos algoritmos dos modelos	88
Figura 20: Comportamento do valor do resíduo na convergência do algoritmo de Marquardt de regressão não-linear em equações com multivariáveis (BSOLVE)	93
Figura 21: Exemplo de convergência do algoritmo de Marquardt de regressão não-linear (BSOLVE) para a determinação dos valores dos coeficientes β^1 , $\beta\eta_p$, α_p e β_2	94
Figura 22: Modelo qualitativo do efeito do sentido do escoamento na eficiência da filtração em meio poroso. Fonte: Adaptado de GEBHART et al. (1973).....	96
Figura 23: Gráficos de regressão para a obtenção do coeficiente a e dos expoentes b e c do modelo de GEBHART et al. (1973). Adaptado de GEBHART et al. (1973)	98
Figura 24: Malha do domínio e detalhe no entorno do grão coletor utilizado na simulação para trajetória de partículas via CFD	102
Figura 25: (a) Comportamento hidrodinâmico da partícula de diâmetro igual a 2,1 μm frente às linhas de corrente; (b) Detalhe ampliado em 25 vezes – Escoamento Descendente.....	106
Figura 26: (a) Comportamento hidrodinâmico da partícula de diâmetro igual a 2,1 μm frente às linhas de corrente; (b) Detalhe ampliado em 25 vezes – Escoamento Ascendente	107
Figura 27: (a) Comportamento hidrodinâmico da partícula de diâmetro igual a 21 μm frente às linhas de corrente; (b) Detalhe ampliado em 25 vezes – Escoamento Descendente.....	108

Figura 28: (a) Comportamento hidrodinâmico da partícula de diâmetro igual a 21 μm frente às linhas de corrente; (b) Detalhe ampliado em 2,5 vezes – Escoamento Ascendente	109
Figura 29: Gráfico da Pressão Total (Pa) para escoamento (a) Descendente e (b) Ascendente	111
Figura 30: Gráfico da Velocidade (m.s^{-1}) para escoamento (a) Descendente e (b) Ascendente	112
Figura 31: Esquema geral da instalação piloto. Fonte: DI BERNARDO, A. (2004)	118
Figura 32a: Desenho da instalação Piloto – Sistema 1 (FAAG). Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2004).....	119
Figura 32b: Desenho esquemático do Filtro Ascendente da instalação Piloto de Dupla filtração – Sistema 1 (FAAG).....	119
Figura 33a: Desenho da instalação Piloto – Sistema 2 (FAP). Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2004).....	120
Figura 33b: Desenho esquemático do Filtro Ascendente da instalação Piloto de Dupla filtração – Sistema 2 (FAP)	120
Figura 34: Detalhe da coleta de amostras ao longo dos filtros ascendentes. Fonte: DI BERNARDO, A. (2004).....	121
Figura 35a: Partículas de argila ao microscópio óptico: partículas de caulinita encontradas na parte sobrenadante da solução de água com caulinita	122
Figura 35b: Partículas de argila ao microscópio óptico: partículas de caulinita encontradas na parte sobrenadante da solução de água com caulinita	122
Figura 35c: Partículas de argila ao microscópio óptico: partícula de caulinita encontrada na solução mãe	122
Figura 35d: Partículas de argila ao microscópio óptico: “cluster” de partículas de caulinita encontrados na solução de água com caulinita (solução mãe)	122
Figura 36: Escala de comparação visual para diferentes graus de esfericidade bidimensional. Fonte: SUGUIO (1973)	124
Figura 37: Exemplo de correlação entre turbidez e número de partículas por mL a partir dos dados experimentais de filtração ascendente do sistema de dupla filtração (solução do sobrenadante de caulinita)	126
Figura 38: Correlação entre turbidez e concentração de SST para faixa de 0 a 10 uT – Água Tipo I.....	130
Figura 39: Correlação entre turbidez e concentração de SST para faixa de 10 a 100 uT – Água Tipo I.....	130
Figura 40: Correlação entre turbidez e concentração de SST para faixa de 100 a 400 uT – Água Tipo I	131
Figura 41: Correlação entre turbidez e concentração de SST para faixa de 0 a 400 uT – Água Tipo I.....	131
Figura 42: Correlação entre turbidez e concentração de SST para faixa de 0 a 10 uT – Água Tipo II.....	132
Figura 43: Correlação entre turbidez e concentração de SST para faixa de 10 a 100 uT – Água Tipo II.....	132
Figura 44: Correlação entre turbidez e concentração de SST para faixa de 100 a 800 uT – Água Tipo II.....	133
Figura 45: Correlação entre turbidez e concentração de SST para faixa de 0 a 800 uT – Água Tipo II.....	133
Figura 46: Esquema geral da instalação de filtração direta ascendente utilizada nos ensaios. Fonte: DI BERNARDO, A. (2002)	136
Figura 47: Esquema geral da instalação de filtração direta descendente utilizada nos ensaios. Fonte: DI BERNARDO, A. (2002)	137
Figura 48: Eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) em função da variação do número gravitacional (N_G) para escoamento descendente (D) e ascendente (A) – Concepção desenvolvida neste trabalho – Tabela 15	140
Figura 49: Eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) em função da variação do número gravitacional (N_G) para escoamento descendente (D) e ascendente (A) – Concepção adaptada de GEBHART et al. (1973) – Tabela 16	140

Figura 50: Eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) em função da variação do número gravitacional (N_G) para escoamento descendente (D) e ascendente (A) – Concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) – Tabela 17.....	141
Figura 51: Gráfico típico do perfil de concentração remanescente e perda de carga ao longo da carreira de filtração	143
Figura 52: Gráfico do perfil de filtração para diferentes camadas ou profundidades do leito filtrante para eficiência em concentração remanescente ao longo do tempo de filtração	144
Figura 53: Gráfico do perfil de filtração para diferentes camadas ou profundidades do leito filtrante para a perda de carga ao longo do tempo de filtração	144
Figura 54: Número de partículas retidas por coletor (N_p) ao longo do tempo para diferentes camadas ou profundidades do leito filtrante	145
Figura 55: Efeito da variação da taxa de filtração na eficiência de remoção ao longo da carreira de filtração	146
Figura 56: Efeito da variação da taxa de filtração no crescimento da perda de carga ao longo da carreira de filtração	146
Figura 57: Influência do fator de remoção inicial ($\eta_0 \alpha_0$) na remoção de partículas	147
Figura 58: Influência do fator de remoção inicial ($\eta_0 \alpha_0$) no crescimento da perda de carga.....	148
Figura 59: Eficiência de remoção de partícula em função da variação do parâmetro do período de maturação ($\beta \eta_p \alpha_p$) – com desprendimento ($\beta_2 \neq 0$)	149
Figura 60: Perda de carga em função da variação do parâmetro do período de maturação ($\beta \eta_p \alpha_p$) – com desprendimento ($\beta_2 \neq 0$)	149
Figura 61: Eficiência de remoção de partícula em função da variação do parâmetro do período de maturação ($\beta \eta_p \alpha_p$) – sem desprendimento ($\beta_2 = 0$).....	150
Figura 62: Perda de carga em função da variação do parâmetro do período de maturação ($\beta \eta_p \alpha_p$) – sem desprendimento ($\beta_2 = 0$)	150
Figura 63: Eficiência de remoção de partículas em função da variação do parâmetro de desprendimento (β_2).....	151
Figura 64: Perda de carga em função da variação do parâmetro de desprendimento (β_2).....	151
Figura 65: Eficiência de remoção de partículas em função da variação do parâmetro de perda de carga (β').....	152
Figura 66: Perda de carga em função da variação do parâmetro de perda de carga (β')	152
Figura 67: Correlação entre número de partículas e turbidez do ensaio 1 da Tabela 18	154
Figura 68: Calibração do modelo de perda de carga e de remoção de turbidez com os dados do ensaio 1 da tabela 18 (Valor experimental de $\eta_0 \alpha_0$ – Tabela 19)	156
Figura 69: Calibração do modelo de perda de carga e de remoção de turbidez com os dados do ensaio 1 da tabela 18 (Valores de $\eta_0 \alpha_0$ dos modelos – Tabela 19)	157
Figura 70: Calibração do modelo monodisperso de remoção de partículas ($d_p = 2,9 \mu\text{m}$) – dados do ensaio 2 da tabela 18 (Valor experimental de $\eta_0 \alpha_0$ – Tabela 19)	158
Figura 71 Calibração do modelo monodisperso de remoção de partículas ($d_p = 2,9 \mu\text{m}$) – dados do ensaio 2 da tabela 18 (Valor de $\eta_0 \alpha_0$ do modelo (RT) (SR) – Tabela 19)	158
Figura 72: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C1 do Ensaio 1 – Tabela 21	165
Figura 73: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C1 do Ensaio 1 – Tabela 21	165
Figura 74: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C2 do Ensaio 2 – Tabela 22.....	168
Figura 75: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C2 do Ensaio 2 – Tabela 22	168
Figura 76: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C3 do Ensaio 4 – Tabela 23	170

Figura 77: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C3 do Ensaio 4 – Tabela 23	170
Figura 78: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C4 do Ensaio 6 – Tabela 24	173
Figura 79: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C4 do Ensaio 6 – Tabela 24	173
Figura 80: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C1 do Ensaio 8 – Tabela 25	175
Figura 81: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C1 do Ensaio 8 – Tabela 25	175
Figura 82: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Meio filtrante total do Ensaio 2 – Tabela 26	178
Figura 83: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Meio filtrante total do Ensaio 2 – Tabela 26	178
Figura 84: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C2 do Ensaio 14 – Tabela 27	181
Figura 85: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C2 do Ensaio 14 – Tabela 27	181
Figura 86: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C3 do Ensaio 10 – Tabela 28	183
Figura 87: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C3 do Ensaio 10 – Tabela 28	183
Figura 88: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C4 do Ensaio 14 – Tabela 29	186
Figura 89: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C4 do Ensaio 14 – Tabela 29	186
Figura 90: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Meio filtrante total do Ensaio 10 – Tabela 30	189
Figura 91: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Meio filtrante total do Ensaio 10 – Tabela 30	189
Figura 92: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ experimental e calculados pelos modelos na concepção deste autor e na concepção adaptada de Partesky – Tabela 31	191
Figura 93: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ calculados pelos modelos na concepção deste autor – Tabela 31	191
Figura 94: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ calculados pelos modelos na concepção adaptada de Partesky – Tabela 31	191
Figura 95: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ experimental e calculados pelos modelos na concepção deste autor e na concepção adaptada de Partesky – Tabela 32	191
Figura 96: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ calculados pelos modelos na concepção deste autor – Tabela 32	191
Figura 97: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ calculados pelos modelos na concepção adaptada de Partesky – Tabela 32	191
Figura 98: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C5 do Ensaio 4 – Tabela 33	198
Figura 99: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C5 do Ensaio 4 – Tabela 33	198

Figura 100: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C6 do Ensaio 6 – Tabela 34.....	201
Figura 101: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C6 do Ensaio 6 – Tabela 34.....	201
Figura 102: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C1 do Ensaio 4 – Tabela 35.....	205
Figura 103: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C1 do Ensaio 4 – Tabela 35.....	205
Figura 104: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C5 do Ensaio 4 – Tabela 36.....	207
Figura 105: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C5 do Ensaio 4 – Tabela 36.....	208
Figura 106: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C2 do Ensaio 10- Tabela 37	211
Figura 107: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C2 do Ensaio 10 – Tabela 37.....	211
Figura 108: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C1 do Ensaio 12 – Tabela 38.....	213
Figura 109: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C1 do Ensaio 12 – Tabela 38.....	213
Figura 110: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C4 do Ensaio 14 – Tabela 39.....	217
Figura 111: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C4 do Ensaio 14 – Tabela 39.....	217
Figura 112: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C3 do Ensaio 12 – Tabela 40.....	219

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais características de três tipos de argila. Fonte: DI BERNARDO, A. (2004).	19
Tabela 2: Parâmetros utilizados na obtenção da eq. (29). Fonte: Adaptado de TUFENKJI & ELIMELECH (2004).....	45
Tabela 3: Interpretação física e definição matemática dos adimensionais	46
Tabela 4: Quadro resumo dos modelos para cálculo da eficiência inicial de remoção	47
Tabela 5: Número de Reynolds para os diâmetros médios dos grãos coletores das camadas do Filtro Ascendente de Areia Grossa (FAAG)	79
Tabela 6: Número de Reynolds para os diâmetros médios dos grãos coletores das camadas do Filtro Ascendente de Pedregulho (FAP).....	80
Tabela 7: Quadro resumo dos modelos para cálculo da eficiência inicial de remoção para escoamento descendente a serem adaptados para escoamento ascendente	101
Tabela 8: Quadro resumo das características gerais do domínio e da simulação para a trajetória de partículas via CFD em escoamento descendente e ascendente.....	103
Tabela 9: Camada suporte e meio filtrante do Filtro Ascendente de Areia Grossa (Sistema 1). Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2004).....	117
Tabela 10: Meio filtrante do Filtro de Pedregulho (Sistema 2). Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2004).....	117
Tabela 11: Características gerais da caulinita utilizada para o preparo da água de estudo. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2004)	124
Tabela 12: Taxas de filtração e tipo de água bruta nos filtros ascendentes dos sistemas de dupla filtração 1 e 2	124
Tabela 13: Principais características dos ensaios utilizados para a obtenção dos modelos para cálculo da eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2002).....	136
Tabela 14: Quadro resumo dos modelos para o cálculo da eficiência inicial de remoção adaptados para o escoamento ascendente – Concepção desenvolvida neste trabalho	138
Tabela 15: Quadro resumo dos modelos para cálculo da eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente – Adaptado a partir da concepção de GEBHART et al. (1973)	138
Tabela 16: Quadro resumo dos modelos para cálculo da eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente – Adaptado a partir da concepção de PARETSKY et al. (1971).....	139
Tabela 17: Quadro resumo das variáveis para a análise de sensibilidade do modelo	143
Tabela 18: Principais características dos ensaios realizados <i>no Georgia Institute of Technology</i> (E.U.A) – Dados experimentais dos ensaios no ANEXO B. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2004).....	153
Tabela 19: Quadro resumo das simulações de calibração e dos valores de $\eta_0\alpha_0$ obtidos	155
Tabela 20: Quadro resumo dos valores dos parâmetros do modelo utilizados nas simulações.	162
Tabela 21: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 1 – Camada C1	164
Tabela 22: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 2 – Camada C2	167
Tabela 23: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 4 – Camada C3	169
Tabela 24: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 6 – Camada C4	172
Tabela 25: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 8 – Camada C1	174
Tabela 26: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 2 – Meio filtrante total.....	177
Tabela 27: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 14 – Camada C2	180
Tabela 28: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 10 – Camada C3	182
Tabela 29: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 14 – Camada C4	185
Tabela 30: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 10 – Meio filtrante total	188
Tabela 31: Quadro resumo estatístico das simulações para o FAAG.....	190
Tabela 32: Quadro resumo estatístico das simulações para o FAP.	192
Tabela 33: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 4 – Camada C5	195
Tabela 34: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 6 – Camada C6	200
Tabela 35: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 4 – Camada C1	203
Tabela 36: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 4 – Camada C5	206

Tabela 37: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 10 – Camada C2.....	210
Tabela 38: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 12 – Camada C1.....	212
Tabela 39: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 14 – Camada C4 (Partículas).....	215
Tabela 40: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 12 – Camada C3.....	218
Tabela 41: Quadro comparativo entre os modelos de eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente e descendente – exemplo da camada C6 do FAAG no Ensaio 2.....	221

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<i>APHA</i>	American Public Health Association
<i>CCC</i>	concentração crítica de coagulação
<i>CD</i>	camada difusa
<i>CFD</i>	computational fluid dynamics
<i>CFL</i>	Courant, Friedrichs e Lewy
<i>CPU</i>	<i>Central Processing Unit</i> (Unidade de Processamento Central)
<i>CML</i>	látex carboxilato modificado
<i>DCE</i>	dupla camada elétrica
<i>DF</i>	dupla filtração
<i>DLVO</i>	Derjaguin, Landau, Verwey e Overbeek
<i>EDL</i>	interação das cargas elétricas de superfície
<i>FA</i>	filtro ascendente
<i>FAAG</i>	filtro ascendente de areia grossa
<i>FAAG-C1</i>	câmara de filtração 1 do filtro ascendente de areia grossa
<i>FAAG-C2</i>	câmara de filtração 2 do filtro ascendente de areia grossa
<i>FAP</i>	filtro ascendente de pedregulho
<i>FAP-C1</i>	câmara de filtração 1 do filtro ascendente de pedregulho
<i>FAP-C2</i>	câmara de filtração 2 do filtro ascendente de pedregulho
<i>FD</i>	filtração direta
<i>FDA</i>	filtração direta ascendente
<i>FLA</i>	filtro de laboratório de areia
<i>FRD</i>	filtro rápido descendente
<i>G</i>	Gebhart
<i>LG</i>	modelo Lee – Gieske modificado
<i>LPB</i>	Laboratório de Processos Biológicos do SHS – EESC/USP
<i>LvdW</i>	London – van der Waals
<i>P</i>	Paretsky
<i>PCZ</i>	ponto de carga zero
<i>PGS</i>	poliestireno com grupo sulfato
<i>PGS</i>	látex de poliestireno com grupo sulfato
<i>pH</i>	potencial Hidrognônico
<i>PROSAB</i>	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
<i>PV</i>	modelo da velocidade intersticial ou capilar (Pore Velocity)
<i>RT</i>	modelo Rajagopalan – Tien

<i>SESP</i>	Fundação de Serviços de Saúde Pública
<i>SR</i>	sem restrição
<i>SST</i>	sólidos suspensos totais
<i>TE</i>	modelo Tufenkji – Elimelech
<i>Y</i>	modelo de Yao et al.
<i>YH</i>	modelo Yao – Habibian modificado ou Happel modificado
<i>YH*</i>	modelo Yao - Habibian

LISTA DE SÍMBOLOS

A	área da seção transversal (L^2)
a	fator empírico no modelo de GEBHART et al (1973) (adimensional)
a, b, p, x, y	coeficientes empíricos do modelo de BOLLER & KAVANAUGH (1995) (adimensional)
$A_1, A_2, A_3, \dots, A_n$	constantes do polinômio de ordem n do modelo de OJHA & GRAHAM, (1992) (adimensional)
a_c	acumulação de partículas no leito filtrante (M)
A_c	area superficial do coletor (L^2)
Al_2O_3	óxido de alumínio
a_n, b_n, c_n e d_n	coeficientes da parcela de eficiência por sedimentação gravitacional obtidos na correlação proposta por este trabalho (adimensional)
A_p	área da partícula (L^2)
A_s	parâmetro de Happel (adimensional)
$A_{superficial}$	área do meio filtrante (L^2)
b	fator que converte a concentração em massa para volume do modelo de OJHA & GRAHAM, (1992) ($M.L^{-3}$)
b e c	expoentes empíricos no modelo de GEBHART et al (1973) (adimensional)
C	concentração efluente de partículas ($M.L^{-3}$ ou $\#.L^{-3}$)
$C\uparrow$	concentração em massa ou de partículas na filtração com escoamento ascendente ($M.L^{-3}$ ou $\#.L^{-3}$)
$C\downarrow$	concentração em massa ou de partículas na filtração com escoamento descendente ($M.L^{-3}$ ou $\#.L^{-3}$)
C_0	concentração afluyente (ou inicial) de partículas ($M.L^{-3}$ ou $\#.L^{-3}$)
$\left(\frac{C}{C_0}\right)_{t=0}$	concentração ou número de partículas dividido pela concentração ou número de partículas inicial no tempo $t = 0$ (adimensional)
CaO	óxido de cálcio
C_n	pontos de coleta de amostra, onde n (1,2...6) é o índice da respectiva camada para o FAAG e (1,2...4) para o FAP
C_r	concentração de partículas retidas ou não perturbadas ($M.L^{-3}$ ou $\#.L^{-3}$)
c_z	concentração de partículas na posição z ($M.L^{-3}$ ou $\#.L^{-3}$)
$c_{z+\Delta z}$	concentração de partículas na posição $z + \Delta z$ ($M.L^{-3}$ ou $\#.L^{-3}$)
D	coeficiente de difusão ($L^2.T^{-1}$)
\bar{D}	coeficiente difusivo (ou dispersivo) hidrodinâmico ($L^2.T^{-1}$)

D_F	diâmetro interno do filtro (L)
d_1 e d_2	constantes das equações de linearização bilogarítmica no modelo de GEBHART et al (1973) (adimensional)
d_{10}	diâmetro dos 10% de grãos finos na camada de leito filtrante (L)
d_{90}	diâmetro dos 90% de grãos de tamanhos restantes (menos os 10% de grãos finos) na camada de leito filtrante (L)
d_c	diâmetro do coletor (L)
$d_c(z)$	diâmetro do coletor como função da profundidade no leito filtrante (L)
$\overline{d_{c i}}$	diâmetro médio (geométrico) do coletor na posição i do espaço (L)
$\overline{d_c(z)}$	valor da média geométrica do diâmetro do coletor como função da profundidade no leito filtrante (L)
$d_c(z_i)$	diâmetro do coletor no espaço $z_{i,j}$ (L)
$d_c(z_{i+1})$	diâmetro do coletor no espaço z_{i+1} (L)
$\overline{d_c(z_i)}$	diâmetro médio (geométrico) do coletor na posição i entre o espaço z_i e z_{i+1} (L)
$d_{capilar}$	diâmetro interno do capilar (L)
d_{co}	diâmetro original do coletor (L)
dc_z	taxa de variação na concentração de partículas na posição z ($M.L^{-4}$ ou $\#. L^{-4}$)
$dc_{z+\Delta z}$	taxa de variação na concentração de partículas na posição $z + \Delta z$ ($M.L^{-4}$ ou $\#. L^{-4}$)
d_{esfera}	diâmetro da esfera (L)
$d_{c\ médio}$	diâmetro médio (aritmético) do coletor (camada suporte é média geométrica das suibcamadas) (L)
d_{flocos}	diâmetro do floco (L)
dl	diferencial de espessura (L)
d_p	diâmetro da partícula (L)
$d_p^1 > d_p^2 > \dots > d_p^k$	diâmetros das partículas até o k -ésimo tamanho de partículas no modelo polidisperso (L)
du	diferencial da componente da velocidade do fluido ou da partícula na direção x – simulação via CFD ($L.T^{-1}$)
dv	diferencial da componente da velocidade do fluido ou da partícula na direção y – simulação via CFD ($L.T^{-1}$)
dz	diferencial de altura ou comprimento (L)
dw	diferencial da componente da velocidade do fluido ou da partícula na direção z – simulação via CFD ($L.T^{-1}$)
D_z	difusividade na direção z do escoamento ($L^2.T^{-1}$)

e	carga elementar do elétron (T.I)
E_C	erro da correlação entre turbidez e concentração de SST em massa por volume (adimensional)
E_{LT}	erro da leitura do turbidímetro de bancada (adimensional)
E_T	erro experimental total (adimensional)
f	porosidade (adimensional)
f_0	porosidade inicial para $t = 0$ (condição inicial) (adimensional)
f_d	porosidade dos sólidos depositados (adimensional)
Fe_2O_3	óxido de ferro
$f_{i,j}$	porosidade na posição i do espaço no tempo j (adimensional)
F_{LvdW}	força de London – van der Waals ($M.L.T^{-2}$)
g	aceleração da gravidade ($L.T^{-2}$)
G	relação entre a velocidade de sedimentação da partícula (V_s) e a velocidade superficial (U): $(\frac{V_s}{U})$ (adimensional)
H	constante de Hamaker ($M.L^2.T^{-2}$)
h	altura da lâmina de água acima do leito filtrante (L) - esquema de TRUSSELL & CHANG, (1999)
h_0	altura de água abaixo do leito filtrante (L) – esquema de TRUSSELL & CHANG, (1999)
I	força iônica ($mol.L^{-3}$)
J	perda de carga (L)
J_0	perda de carga inicial (L)
J_i	perda de carga no espaço i (L)
k	constante de Boltzmann ($M.L^2.T^{-2}.\theta^{-1}$)
k	soma de todos os mecanismos de eficiência de remoção que não dependem do sentido do escoamento no modelo de GEBHART et al (1973) (adimensional)
k	índice da k -ésimo diâmetro de partícula no modelo polidisperso (adimensional)
k_1 e k_2	coeficientes empíricos do modelo de TOBIASON & VIGNESWARAN (1994) (adimensional)
K_2O	óxido de potássio
k_{bl}	taxa correspondente ao mecanismo de desprendimento pela colisão entre a partícula que chega (n) com a partícula aderida (N) (T^{-1})
K_d	constante do depósito do modelo de ADIN & REBHUN, 1987 (T^{-1})
k_{dep}	taxa de deposição de partículas (T^{-1})

k_{det}	taxa de desprendimento de partículas aderidas ao coletor (T^{-1})
K_h	coeficiente de proporcionalidade ou condutividade hidráulica - Darcy ($L.T^{-1}$)
k_{h1} e k_{h2}	constantes de proporcionalidade para a equação de ERGUN (1952) (adimensional)
k_t	coeficiente que expressa a tortuosidade do escoamento no interior do meio filtrante ou constante de Kozeny (adimensional)
K_W	parâmetro do modelo de Lee-Gieske (adimensional)
L	altura total do filtro ou da camada filtrante (L)
l	comprimento (L)
$L_{capilar}$	altura de capilaridade (L)
m_o	mobilidade da partícula ($T.M^{-1}$)
m	massa total por unidade de volume do leito filtrante ($M.L^{-3}$)
MgO	óxido de magnésio
MnO	óxido de manganês
N	número de partículas que aderem ao coletor - modelo de VAN DE VEN (1998) (#)
n	número de partículas que chegam ao coletor - modelo de VAN DE VEN (1998) (#)
n	concentração ou o número de partículas por unidade de volume de leito ($\#.L^{-3}$ ou $M.L^{-3}$) do modelo de O'MELIA & ALI (1978)
$N(z, t)$	número de coletores que inclui as partículas que funcionam como coletores adicionais do modelo de O'MELIA & ALI (1978) (#)
n_0	concentração inicial ou o número de partículas inicial por unidade de volume de leito filtrante ($\#.L^{-3}$ ou $M.L^{-3}$)
N_A	número de atração ou de aderência (adimensional)
N_A	número de partículas ou a massa retida por unidade de volume de leito filtrante ($\#.L^{-3}$ ou $M.L^{-3}$)
N_A^*	número de partículas ou a massa retida por unidade de área de leito filtrante ($\#.L^{-2}$ ou $M.L^{-2}$) no modelo de TOBIASON & VIGNESWARAN (1994)
Na_2O	óxido de sódio
$N_{Avogadro}$	número de Avogadro (mol^{-1})
N_C	número de coletores por unidade de volume de leito filtrante ($\#.L^{-3}$)
N_{Ci}	número de coletores por unidade de volume de leito filtrante no espaço i ($\#.L^{-3}$)
N_{cv}	volume de coletores no volume de controle (de leito filtrante) ($L^3.L^{-3}$)
N_{DL}	parâmetro de força da dupla camada (adimensional)

N_{E1}	primeiro parâmetro eletrocinético (adimensional)
N_{E2}	segundo parâmetro eletrocinético (adimensional)
N_G	número gravitacional (adimensional)
n_i	concentração ou o número de partículas por unidade de volume de leito no espaço i ($\#.L^{-3}$ ou $M. L^{-3}$)
$n_{i,j}$	concentração efluente da camada i no tempo j ($\#.L^{-3}$ ou $M. L^{-3}$)
$N_{i,j}$	número de coletores que inclui as partículas que funcionam como coletores adicionais no espaço i e no tempo j (#)
$n_{i+1,j}$	concentração afluyente da camada i+1 no tempo j ($\#.L^{-3}$ ou $M. L^{-3}$)
N_L	número total de partículas removidas pelo coletor no leito limpo (#) do modelo de O'MELIA & ALI (1978)
$N_{Li,j}$	número total de partículas removidas pelo coletor no leito limpo no espaço i e no tempo j do modelo de O'MELIA & ALI (1978) (#)
N_{Lo}	número de London (adimensional)
n_{ob}	número de observações para os valores da ordenada experimental Y_j (adimensional)
N_p	número de partículas coletadas por outras partículas (#)
N_{pe}	número de Peclet (adimensional)
$N_{pi,j}$	número de partículas coletadas por outras partículas no i -ésimo passo no espaço no tempo j (#)
N_R	número de interceptação (adimensional)
N_{Re}	número de Reynolds (adimensional)
N_{vdW}	número de van der Waals (adimensional)
p	parâmetro do modelo de Lee-Gieske (adimensional)
P	pressão do fluido na simulação via CFD ($M.L.T^{-2}$)
P_{n+1}	pontos de tomadas piezométricas no topo da camada filtrante, onde n (1,2...6) é a respectiva camada para o FAAG e (1,2...4) para o FAP
Q	vazão ($L^3.T^{-1}$)
r	fração da superfície do coletor coberta por partículas aderidas (adimensional)
R^2	coeficiente de determinação linear, definido como sendo: $1 - \frac{SSE}{SST_l}$ ou coeficiente de determinação múltipla – não linear – definido como sendo: $1 - \frac{SSE}{SST_m}$ (adimensional)
r_f	taxa de partículas capturadas pelo coletor ($M.T^{-1}$)
R_h	raio hidráulico (L)

r_s	taxa do número de partículas que se chocam com o coletor (M.T ⁻¹)
S	fator de forma ou superfície específica (adimensional)
S_c	fator de forma ou superfície específica do coletor (adimensional)
S_e	superfície específica (adimensional)
SiO_2	dióxido de silício
S_p	fator de forma ou superfície específica da partícula (adimensional)
SSE	definido como sendo igual a $SSE = \sum_{j=1}^n (Y_j - Y_{est_j})^2$
SST_l	definido como sendo igual a $SST_l = \left(\sum_{j=1}^n Y_j^2 \right) - \frac{\left(\sum_{j=1}^n Y_j \right)^2}{n}$
SST_m	definido como sendo igual a $\sum_{j=1}^n (Y_j - \bar{Y})^2$
S_V	superfície pelo volume do coletor ou partícula (L ⁻¹)
t	tempo (T)
T	temperatura absoluta (θ)
T_C	massa de partículas retidas por convecção (M)
T_{AC}	acumulação de partículas no volume de controle (M)
T_D	massa de partículas retidas por difusão (M)
TiO_2	dióxido de titânio
U	velocidade do fluido ou taxa de filtração (L.T ⁻¹)
\vec{U}	velocidade vetorial do fluido (L.T ⁻¹)
u	velocidade intersticial (L.T ⁻¹)
u	componente da velocidade do fluido na direção x, simulação via CFD (L.T ⁻¹)
U_x e U_y	componentes da velocidade relativa do fluido ou da partícula no modelo de GEBHART et al (1973) (L.T ⁻¹)
v	componente da velocidade do fluido ou da partícula na direção y – simulação via CFD (L.T ⁻¹)
V_c	volume do coletor (L ³)
$V_{capilar}$	velocidade do fluido no capilar (L.T ⁻¹)
V_p	volume da partícula (L ³)
V_s	velocidade de sedimentação (L.T ⁻¹)
V_{Sx} e V_{Sy}	componentes da velocidade de sedimentação no modelo de GEBHART et al (1973) (L.T ⁻¹)
x e y	índice das componentes x e y das coordenadas polares no modelo de GEBHART et al (1973)

$x, y e w$	índices empíricos do modelo de SEMBI & IVES, (1983)
w	componente da velocidade do fluido ou da partícula na direção z – simulação via CFD ($L.T^{-1}$)
\bar{Y}	média dos valores das (n_{ob}) ordenadas experimentais
Y_{estj}	valor de Y_j estimado pela regressão linear ou não linear
Y_j	ordenada do valor experimental
z	altura ou comprimento (L)
μ	viscosidade dinâmica do fluido ou da água ($M.L^{-1}.T^{-1}$)
κ	espessura da dupla camada elétrica ou comprimento de Debye (L)
σ	depósito específico - massa por unidade de volume de leito filtrante ($M.L^{-3}$)
δ	Distância de separação ou espessura de camada líquida (L)
λ	coeficiente de filtração ou módulo de impedimento (L^{-1})
β	fração de partículas que atuam como coletores de outras partículas do modelo de O'MELIA & ALI (1978) (adimensional)
Ψ	coeficiente de esfericidade (adimensional)
γ	fração que considera as partículas maiores como coletores adicionais para partículas menores (adimensional)
ρ	massa específica da água ($M.L^{-3}$)
$\beta\eta_p\alpha_p$	parâmetro do período de maturação (adimensional)
η^*	eficiência de remoção de partículas devido a todos mecanismos de remoção, excetuando-se a sedimentação gravitacional (adimensional)
$\eta\uparrow$	eficiência total de remoção de partículas no escoamento ascendente (adimensional)
$\eta\downarrow$	eficiência total de remoção de partículas no escoamento descendente (adimensional)
ε_0	permissividade absoluta ($I^2.M.L^{-1}$)
λ_0	valor do coeficiente de filtração para $t = 0$ (condição inicial) (L^{-1})
α_0	coeficiente de aderência inicial (adimensional)
$\eta_0\alpha_0$	parâmetro de remoção inicial (adimensional)
β	ângulo com a vertical no modelo de GEBHART et al (1973)
β_2	fração de partículas que se desprendem do modelo de VIGNESWARAN & CHANG (1986) (T^{-1})
β_G	constante empírica que depende da forma e do modelo geométrico do coletor (adimensional)
ε_a	coeficiente de permissividade da água ($I^2.M.L^{-1}$)

η_c	eficiência de contato na retenção de partículas (adimensional)
Ψ_c	coeficiente de esfericidade do coletor (adimensional)
ρ_f	massa específica da água (M.L ⁻³)
ρ_{flocos}	massa específica do floco (M.L ⁻³)
Δh	perda de carga (L)
Δh_0	perda de carga inicial (no leito limpo) (L)
ΔL	altura do meio poroso do esquema de TRUSSELL & CHANG, (1999) (L)
η_o	eficiência inicial de remoção (adimensional)
ζ_c	potencial zeta do coletor (T ⁻³ .I ⁻¹ .M. L ²)
ζ_p	potencial zeta da partícula (T ⁻³ .I ⁻¹ .M. L ²)
η_p	eficiência das partículas que atuam como coletores (adimensional)
ρ_p	massa específica da partícula (M.L ⁻³)
α_p	coeficiente de aderência das partículas aderidas (adimensional)
σ_a	depósito específico absoluto (massa de sólidos retidos por unidade de volume de meio filtrante) (M.L ⁻³)
σ_u	depósito específico último para a eficiência do filtro igual a zero (M.L ⁻³)
$\sigma_{v/v}$	depósito específico em volume, definido como sendo o volume do depósito por unidade de volume do leito (adimensional)
$\sigma_{v,p}$	depósito específico de partículas apreendidas no volume por unidade de volume do leito (adimensional)
$(\lambda_0)_f$	coeficiente inicial do filtro sob condições favoráveis às interações superficiais (L ⁻¹)
∂	operação de derivada parcial
α	coeficiente de aderência entre partícula e coletor (adimensional)
α_f	fator de correção da porosidade no modelo de Lee-Gieske (adimensional)
β'	fração de partículas que contribuem com a perda de carga do modelo de VIGNESWARAN & CHANG, (1986) (adimensional)
β_2^k	fração da k -ésima partícula a ser despreendida no modelo polidisperso de VIGNESWARAN & CHANG (1986) (T ⁻¹)
$\beta\eta\alpha_p^k$	parâmetro do período de maturação da k -ésima partícula no modelo polidisperso (T ⁻¹)
γ	fator de porosidade no modelo de Happel (adimensional)
γ	fração que considera as partículas maiores como coletores adicionais para partículas menores no modelo polidisperso de VIGNESWARAN et al. (1990)
Δc	variação da concentração em massa ou de partículas (M.L ⁻³ ou #.L ⁻³)

Δt	variação de tempo (T)
Δz	variação no espaço na direção z (L)
ζ	potencial Zeta ($T^{-3} \cdot I^{-1} \cdot M \cdot L^2$)
η	eficiência de remoção ou contato entre coletor e partículas (adimensional)
$\eta_{i,j}$	eficiência de remoção partículas no espaço i no tempo j (adimensional)
η_D	eficiência de remoção devido à difusividade (adimensional)
η_G	eficiência de remoção devido à sedimentação gravitacional (adimensional)
$\eta_{G\uparrow}$	eficiência de remoção relativa à sedimentação gravitacional para escoamento ascendente (adimensional)
$\eta_{G\downarrow}$	eficiência de remoção relativa à sedimentação gravitacional para escoamento descendente (adimensional)
η_I	eficiência de remoção devido à interceptação (adimensional)
$\eta\alpha^k_0$	eficiência inicial de remoção para a k-ésima partícula do modelo de VIGNESWARAN & CHANG (1986) (adimensional)
λ_{c-p}	coeficiente que expressa a interação entre coletor e partícula do modelo de BAI & TIEN (2000) – (adimensional)
λ_{fav}	coeficiente que expressa a interação favorável à remoção, seja entre coletor e partícula, seja entre partícula e partícula - BAI & TIEN (2000) (adimensional)
λ_{p-p}	coeficiente de interação do modelo de BAI & TIEN (2000) – (adimensional)
ν	viscosidade cinemática da água ($L^2 \cdot T^{-1}$)
$\sigma_{m/v}$	depósito específico em massa por unidade de volume ($M \cdot L^{-3}$)
Φ	energia coloidal de interação ($M \cdot L^2 \cdot T^{-2}$)
$(\eta_0\alpha_0)_{Ascendente}$	parâmetro de eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente (adimensional)
$(\eta_0\alpha_0)_{Calculado}$	parâmetro de eficiência inicial de remoção para valores calculados pelos modelos (adimensional)
$(\eta_0\alpha_0)_{Descendente}$	parâmetro de eficiência inicial de remoção para escoamento descendente (adimensional)
$(\eta_0\alpha_0)_{Experimental}$	parâmetro de eficiência inicial de remoção calculados à partir de valores experimentais (adimensional)

SUMÁRIO

FOLHA DE JULGAMENTO	i
DEDICATÓRIA	iii
AGRADECIMENTOS	iv
RESUMO	v
ABSTRACT	vi
LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xiv
LISTA DE SÍMBOLOS	xvi
SUMÁRIO	xxv
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Considerações Iniciais	1
1.2. Objetivos	2
1.3. Estrutura Geral	3
2. FILTRAÇÃO DIRETA	5
2.1. Considerações Iniciais	5
2.2. Filtração Direta Ascendente (FDA) e Dupla Filtração (DF)	6
2.3. Colóides	10
2.4. Turbidez e Partículas	16
3. MODELOS DE FILTRAÇÃO	25
3.1. Ciclo de Filtração	25
3.2. Transporte na Filtração Ascendente	28
3.3. Análise ou Teoria das Trajetórias	30
3.4. Modelos Geométricos do Leito Filtrante	32
3.5. Modelos da Teoria ou Análise das Trajetórias	34
3.5.1. Equação da Filtração	35
3.5.2. Modelos para o Cálculo da Eficiência Inicial de Remoção	38
3.5.2.1. Modelo de Yao et al. (Y)	39
3.5.2.2. Modelo da Velocidade Intersticial ou Capilar (<i>Pore Velocity</i> – PV) .	39

3.5.2.3. Modelo Yao – Habibian (YH) *	40
3.5.2.4. Modelo Yao – Habibian Modificado ou Happel Modificado (YH)	41
3.5.2.5. Modelo Lee-Gieske Modificado (LG)	42
3.5.2.6. Modelo Rajagopalan – Tien (RT)	43
3.5.2.7. Modelo Tufenkji-Elimelech (TE)	44
3.5.2.8. Modelos Eletrocinéticos	48
3.5.2.9. Discussão dos Modelos	49
3.6. Balanço de Massa	50
3.7. Modelos Empíricos ou Fenomenológicos	54
3.7.1. Modelos Cinéticos	57
3.7.2. Modelos Semi-Empíricos	59
3.8. Modelos de Perda de Carga na Filtração	61
4. MODELO MATEMÁTICO PROPOSTO	73
4.1. Modelo Semi-Empírico	73
4.1.1. Variação na Porosidade	77
4.1.2. Perda de Carga no Regime de Forchheimer	78
4.1.3. Não Esfericidade	81
4.1.4. Gradação Granulométrica	82
4.1.5. Leito Multicamadas	83
4.1.6. Suspensão Mono e Polidispersa ou Mono e Polidispersão	84
4.2. Resolução das Equações e Discretização	87
4.3. Algoritmo de Regressão Não-linear para Equações Multivariáveis (MARQUARDT)	91
4.4. Eficiência Inicial de Remoção para Escoamento Ascendente	95
4.4.1. Concepção de GEBHART et al. (1973)	95
4.4.2. Concepção de PARETSKY et al. (1971)	99
4.4.3. Concepção Proposta	100
4.4.3.1. Influência da Gravidade na Trajetória da Partícula	102
5. MATERIAIS E MÉTODOS	115
5.1. Instalação Experimental de Dupla Filtração	115
5.2. Caracterização dos Materiais Granulares	116
5.3. Caracterização: Partículas de Caulinita e Material Filtrante	121

5.4. Taxas de Filtração	124
5.5. Obtenção dos Dados Experimentais.....	125
5.6. Correlação entre Turbidez e Concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST).....	126
5.7. Proposta para o Cálculo da Eficiência Inicial de Remoção na Filtração Ascendente.....	134
5.8. Análise de Sensibilidade do Modelo	142
5.8.1. Parâmetros das Condições Operacionais.....	142
5.8.2. Parâmetro de Remoção Inicial.....	147
5.8.3. Parâmetro do Estágio de Maturação	148
5.8.4. Parâmetro de Desprendimento	151
5.8.5. Parâmetro de Perda de Carga.....	152
5.9. Calibração do Modelo Monodisperso.....	153
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	161
6.1. Introdução.....	161
6.2. Resultados para Turbidez	162
6.2.1. Filtro Ascendente de Areia Grossa (FAAG).....	163
6.2.2. Filtro Ascendente de Pedregulho (FAP).....	179
6.3. Resumo Geral dos Resultados para Turbidez.....	190
6.4. Resultados para Partículas	196
6.4.1. Filtro Ascendente de Areia Grossa (FAAG).....	196
6.4.1.1. Modelo Monodisperso.....	196
6.4.1.2. Modelo Polidisperso.....	202
6.4.2. Filtro Ascendente de Pedregulho (FAP).....	209
6.4.2.1. Modelo Monodisperso.....	209
6.4.2.2. Modelo Polidisperso.....	214
6.5. Resumo Geral dos Resultados para Partículas	220
6.6. Considerações Finais.....	221
7. CONCLUSÕES	223
8. RECOMENDAÇÕES	227

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	229
APÊNDICE A.....	249
APÊNDICE B.....	273
APÊNDICE C.....	317
APÊNDICE D.....	321
APÊNDICE E.....	327
APÊNDICE F	377
ANEXO A.....	397
ANEXO B.....	399

1. INTRODUÇÃO

1.1 Considerações Iniciais

A filtração de águas para fins de abastecimento consiste na remoção de partículas suspensas, de colóides, de microrganismos e de outras impurezas que se encontram presentes na água que escoam através de um meio poroso. Geralmente, é o processo final responsável pela remoção de impurezas que ocorre em uma estação de tratamento de água em ciclo completo (que contém as seguintes unidades: mistura rápida, floculação, decantação ou flotação e filtração).

Na dupla filtração, entretanto, tem-se a associação da filtração direta ascendente com a filtração descendente. A água bruta recebe o coagulante na unidade de mistura rápida, e a água coagulada é imediatamente encaminhada para os filtros ascendentes de areia grossa ou de pedregulho, para posteriormente seguir aos filtros descendentes.

A coagulação da água bruta, para este tipo de sistema, é realizada no mecanismo de neutralização de cargas, geralmente utilizando-se menores dosagens de coagulante quando comparados com aquelas adotadas no tratamento em ciclo completo ou convencional.

Além deste fator, os custos de implantação, operação e manutenção de estações de tratamento de água com a tecnologia da dupla filtração são menores do que na tecnologia do tratamento de água em ciclo completo.

Esses fatores tornam a tecnologia da dupla filtração mais econômica, proporcionando redução no tamanho da estação de tratamento e sua operação mais simplificada, o que faz com que este tipo de tecnologia seja uma alternativa atrativa.

Para se obter condições apropriadas de operação, fazem-se mister um melhor controle e previsão do processo de filtração que podem ser obtidos por meio de um modelo matemático.

Modelos matemáticos que incluem os mecanismos de transporte, aderência e posterior desprendimento das partículas são mais adequados em descrever o processo de filtração de altas taxas, onde as forças hidrodinâmicas têm significativa importância.

Compreender as condições sob as quais a retenção e o desprendimento das partículas ocorrem no meio filtrante, bem como saber o tipo e tamanho de partículas e como são afetadas por diversas taxas de filtração, são fundamentais para uma efetiva descrição do comportamento da filtração ascendente.

Diversos modelos matemáticos que descrevem macroscopicamente o processo de filtração descendente já foram propostos na literatura. Alguns destes modelos procuram descrever, por exemplo, como o fenômeno do desprendimento altera as forças de aderência entre as partículas e estas com o grão coletor e se constituem na abordagem mais utilizada ultimamente.

Entretanto, pouco se fez em relação à filtração direta ascendente. Este trabalho propõe a modelação matemática da perda de carga e da remoção de turbidez e partículas na filtração direta ascendente baseada nos modelos semiempíricos que descrevem macroscopicamente o processo de filtração.

1.2 Objetivos

O objetivo geral do presente trabalho foi a proposição e validação de modelos matemáticos para descrever o processo de filtração direta ascendente. Especificamente, foram propostos modelos para:

- Quantificar a variação da perda de carga ao longo da carreira de filtração;
- Quantificar a remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST), em massa por volume, ao longo da carreira de filtração;
- Quantificar a remoção de partículas por faixas de tamanho (entre 1,5 e 16 μ m) ao longo da carreira de filtração;
- Quantificar a eficiência inicial de remoção de turbidez, em termos de concentração de SST, ou de partículas na filtração direta ascendente.

Uma análise qualitativa da influência do vetor gravitacional no transporte e remoção de partículas em função do sentido do escoamento foi outro objetivo específico do presente trabalho.

1.3 Estrutura Geral

Esta tese está estruturada em sete capítulos. O capítulo um trata da introdução. O capítulo dois apresenta um breve histórico sobre a filtração direta e a dupla filtração, bem como a caracterização de colóides e de partículas e sua relação com a turbidez e as impurezas presentes na água.

O capítulo três corresponde aos modelos de filtração, tanto os fenomenológicos como os hidrodinâmicos comumente encontrados na literatura. Há também um retrospecto dos modelos cinéticos e dos modelos de perda de carga.

O capítulo quatro apresenta os modelos matemáticos empregados neste trabalho (mono e polidisperso), a resolução das equações dos modelos, o algoritmo de regressão não-linear para equações multivariáveis empregado na determinação dos coeficientes dos modelos.

Uma análise qualitativa da influência do vetor gravitacional no transporte e remoção de partículas em função do sentido do escoamento, bem como as três concepções adaptadas para escoamento ascendente para quatro modelos de eficiência inicial de remoção são apresentadas no capítulo quatro.

O capítulo cinco é referente a materiais e métodos utilizados na obtenção dos dados experimentais dos ensaios de dupla filtração e de filtração direta ascendente.

Os dados experimentais dos ensaios de dupla filtração foram utilizados na modelação da filtração ascendente, ao passo que os ensaios de filtração direta ascendente foram empregados na concepção dos modelos de eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente.

A análise de sensibilidade do modelo e sua calibração, também são apresentadas no capítulo cinco, bem como os resultados referentes à correlação entre turbidez e concentração de SST.

O capítulo seis apresenta os resultados dos modelos de filtração (mono e polidisperso) para os quatro modelos de eficiência inicial de remoção nas três concepções propostas para turbidez (concentração de SST) e perda de carga tanto para a filtração ascendente em meio filtrante de areia grossa como para pedregulho. Para a remoção de partículas são utilizados os modelos mono e polidisperso que são avaliados mediante os valores do coeficiente de correlação múltipla (ou não linear).

Este capítulo, também, apresenta uma discussão com base na análise estatística dos valores de eficiência global a partir dos modelos de eficiência inicial de remoção para o modelo de filtração monodisperso, para concentração em massa, com base nos valores dos coeficientes de correlação múltipla.

Ao final do capítulo seis, faz-se uma comparação dos valores de eficiência inicial de remoção dos modelos para escoamento ascendente nas três concepções utilizadas neste trabalho com os respectivos valores obtidos pelos modelos originais para escoamento descendente.

O capítulo sete é referente às conclusões, ao passo que o capítulo oito apresenta as recomendações.

2. FILTRAÇÃO DIRETA

Este capítulo apresenta um breve histórico sobre a filtração direta e a dupla filtração. Em seguida, são descritas algumas das principais características dos colóides e das partículas, bem como das medidas quantitativas de turbidez e de partículas. Ao final do capítulo, são apresentadas as possíveis relações entre as impurezas presentes na água e as medidas de turbidez e de partículas.

2.1 Considerações Iniciais

John Gibb construiu os primeiros filtros com a finalidade de obter água clarificada para fins de abastecimento na cidade de Paisley, Escócia, em 1804. Mais tarde, em 1828, James Simpson construiu filtros em grande escala para clarificar as águas do rio Tamisa por intermédio da *Chelsea Water Company* de Londres, Inglaterra (FAIR & OKUN, 1971).

Os filtros de material granular, os chamados filtros lentos de areia, ganharam maior expressividade durante o século dezenove quando foram construídos em diversas cidades na Europa e nos Estados Unidos (FAIR & OKUN, 1971).

No final do século dezenove deu-se início à utilização dos filtros rápidos de areia, que podiam ser operados com taxas cerca de 30 vezes maiores que os filtros lentos. E em virtude desta sua característica operacional, os filtros rápidos de areia se espalharam rapidamente, especialmente nos Estados Unidos, ainda no início do século vinte.

Segundo FAIR & OKUN (1971), o primeiro filtro rápido para uma estação de tratamento municipal, teria sido construído em 1909 na cidade de *Little Falls, New Jersey*, projetado por George W. Fuller.

Á partir da introdução da filtração rápida, diversas variações sobre as concepções iniciais foram introduzidas nos projetos de instalações para a obtenção de água para fins de abastecimento ou sistemas para o tratamento de água.

Entre as variadas concepções ora existentes, encontra-se a filtração direta, que se caracteriza pelo fato de que a água a ser tratada é encaminhada diretamente ao sistema de filtração após a coagulação.

Dentre os variados sistemas que se caracterizam pela filtração rápida direta, dois têm-se destacado como opções que podem ser utilizadas para o tratamento de água, a saber: a filtração direta ascendente (FDA) e a dupla filtração (DF).

2.2. Filtração Direta Ascendente (FDA) e Dupla Filtração (DF)

Segundo DI BERNARDO (2003), a filtração direta ascendente se constitui em uma das principais tecnologias de tratamento de água para o abastecimento público utilizada no Brasil.

Esta tecnologia de filtração teve sua primeira instalação municipal oficial implementada no ano de 1827 em Greenock, na Escócia. Na Europa três iniciativas disseminaram a tecnologia da filtração ascendente com razoável sucesso: os clarificadores de contato ou “filtros russos”, o soviético AKX e o holandês “Immedium” (DI BERNARDO, 2003).

No Brasil a primeira vez em que esta tecnologia foi utilizada para o abastecimento público foi nas cidades de Colatina (ES) e Ponta Grossa (PR), pela Fundação de Serviços de Saúde Pública (SESP) na década de setenta (DI BERNARDO, 2003).

A Filtração Direta Ascendente (FDA) se caracteriza pela gradação granulométrica decrescente no sentido do escoamento e, portanto, dos vazios intergranulares do meio filtrante. Esta particularidade da FDA permite uma maior utilização do meio (leito) filtrante com conseqüente redução do crescimento de perda de carga no meio granular durante a filtração.

Com o aumento da retenção de grande parte das impurezas ou partículas, nas camadas ou parcelas do leito filtrante de maior granulometria, os ciclos (ou “carreiras”) de filtração apresentam maior duração, quando comparadas à filtração descendente para uma mesma carga hidráulica disponível.

A camada de pedregulho ou camada suporte, neste tipo de tecnologia de filtração, é de fundamental importância e é responsável pela retenção de grande parte destas impurezas ou partículas.

Pode-se considerar as seguintes características principais para a tecnologia da FDA (DI BERNARDO, 2003):

- Utilização racional da granulometria do leito filtrante, gradação granulométrica decrescente no sentido do escoamento, onde a água com maior número de partículas ou impurezas e de maiores tamanhos (água bruta) adentra a camada com vazios de maior tamanho com conseqüente redução da taxa de crescimento de perda de carga durante o ciclo de filtração;
- Redução do consumo de coagulante relativamente à tecnologia de tratamento em ciclo completo – a água bruta é coagulada no mecanismo de neutralização de cargas;
- Redução dos custos de implantação do projeto – redução do tamanho físico das instalações;
- Menores custos de manutenção e operação – redução da mão de obra, da energia elétrica e do agente coagulante;
- Geração de menor massa seca de lodo quando comparada à tecnologia em ciclo completo.

A tecnologia da Dupla Filtração (DF) é mais recente e se caracteriza pela associação em série da filtração Direta Ascendente e da Filtração Rápida Descendente (FRD).

As principais características da DF são (DI BERNARDO, 2003):

- Maiores custos de implementação, operação e manutenção que a FDA;
- Possibilidade de tratamento de água bruta de pior qualidade relativamente a FDA;
- Permite o uso de taxas de filtração mais elevadas;
- Atenuação de picos ou variações da qualidade da água bruta em virtude da associação com o filtro descendente que caracteriza esta tecnologia;
- Redução do descarte da água de início de carreira oriunda do filtro ascendente nas FDA.

Muitos pesquisadores contribuíram e têm contribuído para o desenvolvimento do processo de filtração ascendente na obtenção de água clarificada com qualidade apropriada para o projeto de estações de tratamento de água.

Muitas destas contribuições advieram de diversos trabalhos sobre filtração direta ascendente (FDA) e dupla filtração (DF) realizados no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – EESC – da Universidade de São Paulo – USP, a saber:

- Estudo das Influências das Dosagens de Produtos Químicos na Filtração Direta Ascendente (MENDES, 1985);
- Estudo da Influência de Descarga de Fundo na Eficiência da Remoção de Microrganismos em Sistemas de Filtração Direta Ascendente (PATERNIANI, 1986);
- Influência das Características da Camada Suporte e da Areia na Eficiência da Filtração Direta Ascendente (TEIXEIRA, 1986);
- Influência das Características da Camada Suporte e dos Métodos de Descargas de Fundo Intermediárias no Desempenho de Sistemas de Filtração Direta Ascendente (FERNANDES, 1987);
- Filtração Direta Ascendente com Alta Taxa (CRUZ VELEZ, 1993).
- Influência das Descargas de Fundo Intermediárias na Filtração Direta Ascendente de Alta Taxa (LARA PINTO, 1994);
- Influência da Mistura dos Grãos de Areia no Desempenho da Filtração Direta Ascendente (CASTILLA MIRANDA, 1997);
- Influência da Disposição Inicial dos Grãos de Areia na Eficiência da Filtração Direta Ascendente (ISAAC, 1997);
- Filtração Direta Ascendente em Pedregulho como Pré-Tratamento à Filtração Rápida Descendente (MEGDA, 1999);
- Utilização da Filtração Direta Ascendente como Pré-Tratamento para o Tratamento de Água de Abastecimento (GUSMÃO, 2001);
- Avaliação do Desempenho de uma Estação de Tratamento de Água com Sistema de Dupla Filtração, em Escala Real (SALDANHA, 2002);
- Avaliação da Filtração Direta Ascendente em Pedregulho como Pré-tratamento em sistemas de Dupla Filtração (KURODA, 2002);

- Avaliação da Dupla Filtração para Tratamento de Água Superficial Utilizando Filtro Ascendente de Areia Grossa (DE PAULA, 2003);
- Remoção de Substâncias Húmicas na Dupla Filtração com Filtro Ascendente de Pedregulho (BENINI, 2003);
- Desempenho de Sistemas de Dupla Filtração no Tratamento de Água com Turbidez Elevada (DI BERNARDO, A. 2004);
- Remoção de Substâncias Húmicas em Tratamento de Água por Meio de Pré-Oxidação e Dupla Filtração (WIECHETECK, 2005);
- Remoção de Células e Subprodutos de *Microcystis spp.* por Dupla Filtração, Oxidação e Adsorção (KURODA, 2006).

Outra significativa contribuição para o desenvolvimento das tecnologias da FDA e da DF foi o livro do Projeto PROSAB 3 (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico) lançado em 2003 (DI BERNARDO, 2003b).

O processo de filtração é uma etapa fundamental na produção de água com qualidade apropriada em vários tipos de sistemas de tratamento de água de abastecimento. Comumente, as estações de tratamento de água são dimensionadas em função, especialmente, das unidades de filtração, fato que as tornam de fundamental importância na concepção dos projetos.

Portanto, conhecer e dominar os mecanismos envolvidos no processo de filtração é premissa básica para a melhoria, não apenas do processo em si, mas de todo o sistema (ou projeto) que contemple a filtração como parte do processo de tratamento da água.

O principal objetivo da filtração é a remoção de partículas ou impurezas que estão suspensas na água afluyente ao filtro. Portanto, o processo de filtração pode ser definido como sendo a retenção, em um meio filtrante, de partículas ou impurezas em suspensão na água que flui através dele.

Pode-se ampliar o conceito de impurezas ou partículas para abarcar um conceito sanitário da filtração, mais geral, que consiste na remoção de partículas, de colóides e de microrganismos que se encontram presentes na água que escoar através de um meio poroso.

2.3. Colóides

O uso do termo colóide, do grego *cola*, foi originalmente atribuído a Thomas Graham em 1861, ao que até então era chamado de *pseudosolução*, termo designado por Francisco Selmi (EVANS & WENNERSTRÖM, 1994). As definições já desenvolvidas para colóide se mostram, rigorosamente falando, insatisfatórias para caracterizá-la de forma generalizada.

MYERS (1991) propõe uma definição em suas próprias palavras “mais ou menos adequada” – “*more or less adequately*” – sob dois aspectos: do ponto de vista estrutural e de seu tamanho. Um sistema coloidal consiste de uma substância, a fase dispersa – sólida, líquida ou gasosa – distribuída em uma segunda substância, a fase contínua ou meio disperso – sólida, líquida ou gasosa.

A Figura 1 mostra alguns arranjos estruturais e associações de colóides, que estão divididos em: sistemas dispersos, associação de colóides, colóides hidrofílicos, as redes coloidais e os complexos coloidais (MYERS, 1991).

Nos sistemas dispersos, pode-se encontrar a classificação em quatro diferentes tipos baseada na natureza da fase dispersa e da fase contínua: em um sistema aerossol ocorre a fumaça, ou seja, o sólido no ar e o “*fog*”, a saber: o líquido no ar; em um sistema líquido ocorre a emulsão, isto é, o líquido no líquido e a dispersão coloidal, ou seja, sólidos no líquido.

A associação de colóides é uma estrutura mais complexa de colóides agregados formando unidades maiores em um sistema dinâmico e termodinâmico dependente da temperatura, concentração, composição do solvente e estrutura química específica. A associação de colóides em uma estrutura mais complexa de colóides agregados é bastante comum em sistemas biológicos, por exemplo.

Os hidrofílicos são colóides considerados como soluções cujo soluto são polímeros, ao passo que as redes coloidais são de definição mais complexa por não permitirem especificação exata das fases, como por exemplo, o vidro – ar no vidro (MYERS, 1991).

Os complexos coloidais são sistemas que contém uma variedade de tipos de colóides e macromoléculas em uma fase contínua e este é o caso da água bruta encontrada nas estações de tratamento de água, que incluem colóides hidrofílicos e hidrofóbicos, conforme Figura 1.

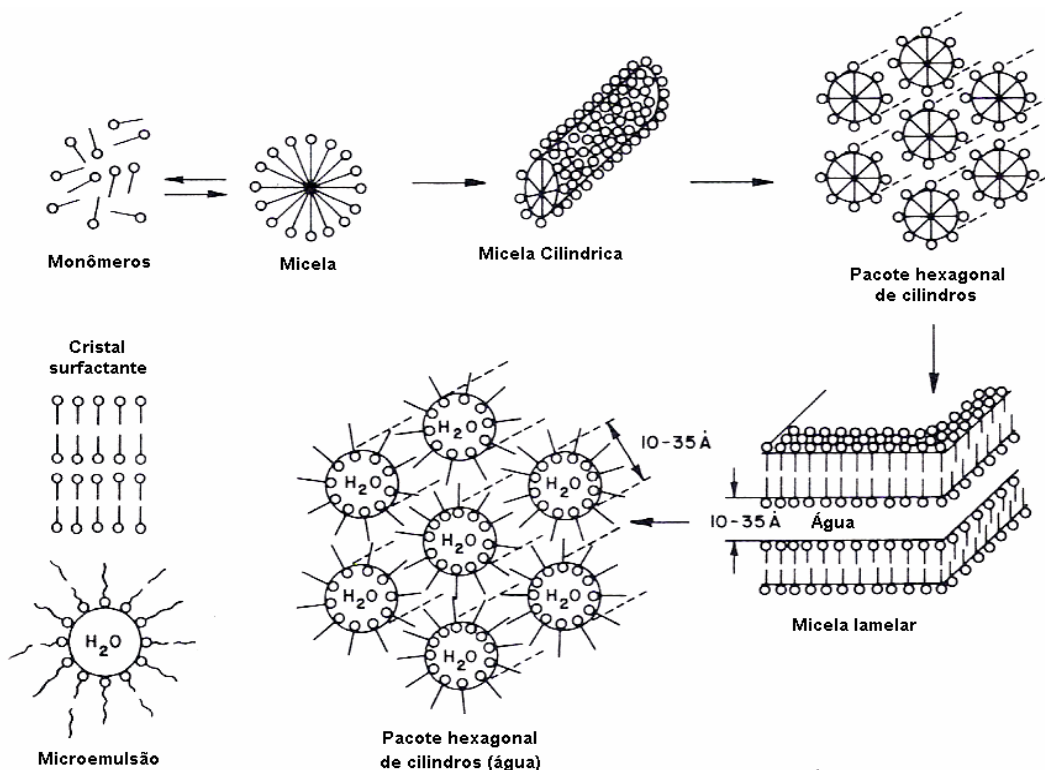


Figura 1: Estruturas de transição de colóides e associação de colóides.
 Fonte: Adaptado de HIRTZEL & RAJAGOPALAN, (1985).

Quanto ao tamanho, os sistemas coloidais são caracterizados pela baixa difusividade e baixa sedimentação (frequentemente desprezada) em gravidade normal em virtude de seu reduzido tamanho que pode variar entre 1 nm e 1 μm (BIRDI, 1997).

Para o tratamento de águas para fins de abastecimento, entretanto, os colóides hidrofóbicos constituem-se no objeto principal de estudo, em virtude das necessidades específicas que este tipo de colóide exige para sua remoção do seu veículo e objeto principal do tratamento: a água.

A dispersão coloidal hidrofóbica em meio aquoso é considerada um sistema termodinamicamente instável ou metaestável, estando sujeito ao movimento Browniano com a ocorrência de freqüentes colisões entre si (MYERS, 1991) (BIRDI, 1997).

Em uma abordagem tanto cinética como termodinâmica da estabilidade coloidal são consideradas as forças de interação entre colóides, bem como forças intermoleculares e eletrocinéticas. Pode-se classificar tais forças em seis categorias:

- Forças da Dupla Camada Elétrica (DCE);
- Forças de Atração de Superfície ou London-van der Waals (LvdW);
- Forças Estéricas;
- Força Hidrofóbica;
- Força Molecular de Repulsão ou Repulsão de Born;
- Forças de Hidratação e de Solvatação.

Os colóides possuem carga elétrica superficial que influencia a distribuição de íons na solução, o que induz uma distribuição praticamente uniforme destes íons nos espaços disponíveis ao redor do colóide. As forças da Dupla Camada Elétrica (DCE) são do tipo coulombicas e entrópicas. Segundo HIRTZEL & RAJAGOPALAN, (1985) a DCE se origina das cargas de superfície ou de interface que a partícula adquire.

A aquisição destas cargas pode ocorrer de diversas maneiras: adsorção de íons, dissociação de grupos superficiais, substituição isomórfica de íons, acumulação de elétrons na interface, adsorção de polieletrólitos ou ainda por interação com espécies macromoleculares carregadas.

A estrutura da DEC pode ser dividida em duas regiões: a camada difusa, conhecida como camada de Gouy (ou Gouy-Chapman), região delimitada pelo plano de Gouy (externamente) e o plano de cisalhamento (internamente); e a camada compacta também conhecida como camada de Stern, região delimitada pela superfície da partícula (internamente) e o plano de cisalhamento (externamente), conforme Figura 2.

Os potenciais de energia das respectivas camadas e planos são de complexa quantificação e frequentemente é referida como uma aproximação da equação de Poisson-Boltzmann (sem solução analítica), a chamada aproximação de Debye-Hückel (HIRTZEL & RAJAGOPALAN, 1985).

É interessante notar que a medida do potencial Zeta – medida experimental bastante utilizada em tratamento de água – é a medida do potencial do plano de cisalhamento e não da superfície da partícula, ou seja, plano a partir do qual os íons circundantes da camada difusa podem ser espalhados para fora da região de cargas.

A distribuição e a interação dos íons em torno da dupla camada é bastante complexa, entretanto, como as forças de origem química são muito fracas, o modelo da DCE considera somente as forças próximas à superfície da partícula, a saber: na camada de Stern.

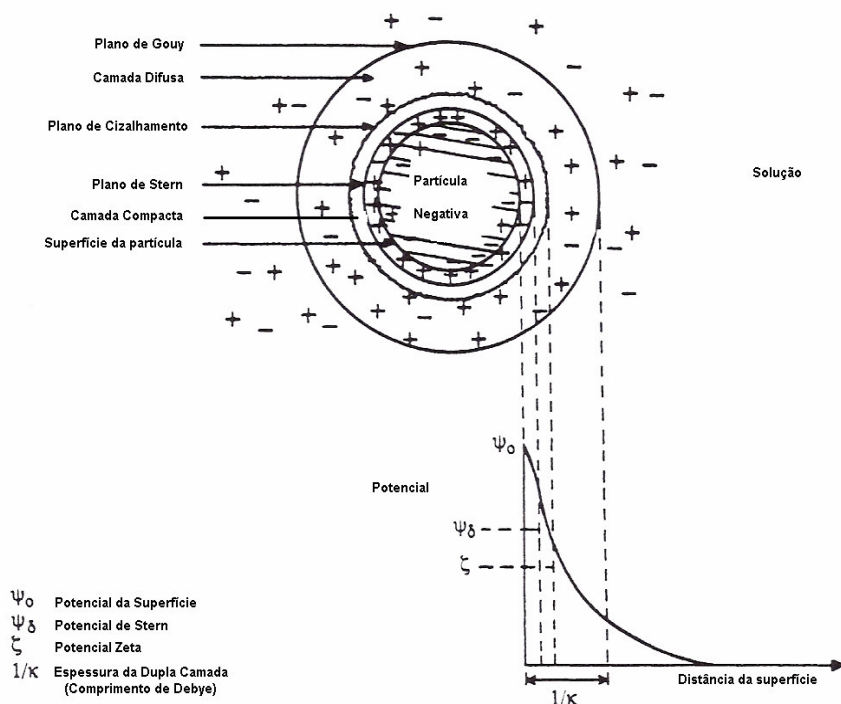


Figura 2: Representação esquemática da Dupla Camada Elétrica em torno de uma partícula.
 Fonte: Adaptado de BIRDI (1997).

A distribuição dos íons na camada difusa, por outro lado, é tratada sob um modelo ideal de difusão. Este modelo considera: a superfície infinita e uniformemente carregada; a influência do solvente na DCE como sendo somente através da constante dielétrica que é considerada constante em toda a camada; distribuição dos íons de forma individual, eletrólito único e simétrico segundo a distribuição de Boltzmann.

As forças Estéricas não se originam das cargas elétricas de superfícies, como no caso da DCE, mas envolvem a presença de colóides hidrofílicos ou polímeros que são adsorvidos na superfície da partícula e que provocam sua estabilização estérica ou entrópica, conforme Figura 3.

A força estérica pode ser tanto atrativa como repulsiva, dependendo da distância existente entre as camadas estéricas das partículas, conforme se observa na Figura 3.

As forças de Atração de Superfície são também conhecidas como forças de London-van der Waals (LvdW). Estas são forças atrativas que existem entre átomos, moléculas, íons e outras superfícies próximas umas das outras.

Tais forças são o resultado das flutuações na densidade de cargas dos elétrons que circundam o núcleo atômico e que induzem dipolos temporários nas moléculas não polares (HIRTZEL & RAJAGOPALAN, 1985) (BIRDI, 1997).

Ao passo que as partículas se aproximam uma da outra, as camadas estéricas, proporcionadas pela ação dos colóides hidrofílicos ou polímeros, podem se interpenetrar e ocasionar interações por dois motivos: efeito osmótico e a restrição entrópica ou de volume.

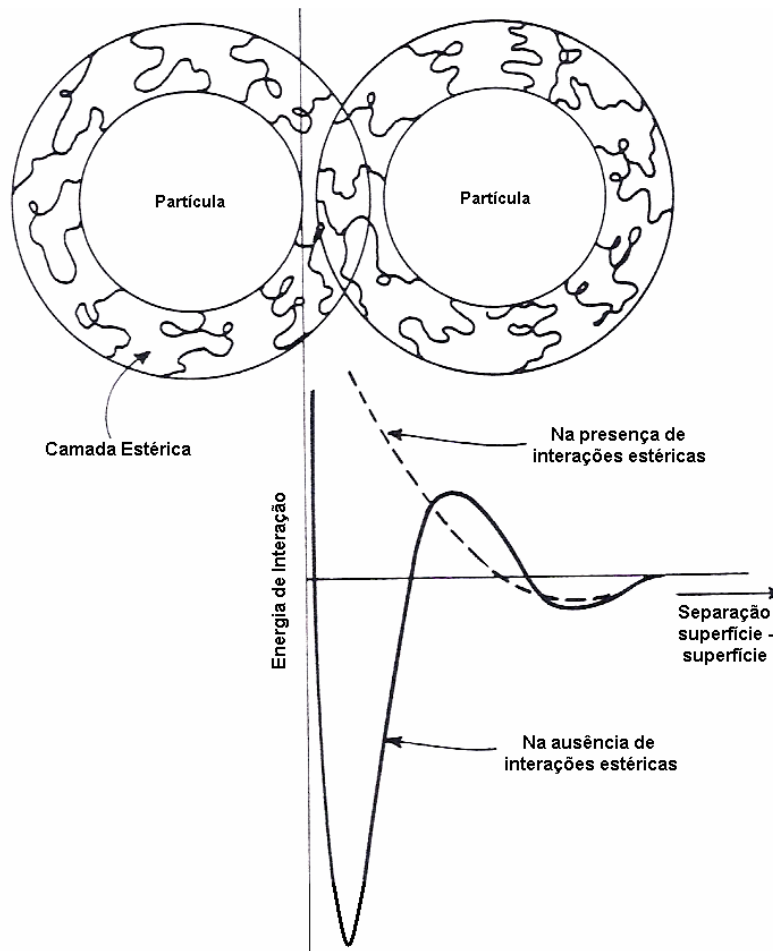


Figura 3: Representação qualitativa da Força de interação Estérica.
Fonte: Adaptado de HIRTZEL & RAJAGOPALAN, (1985).

O efeito osmótico pode ser definido como o aumento da concentração local das espécies adsorvidas entre as superfícies das duas partículas, ao passo que a restrição entrópica, ou de volume, é causada pela perda de graus de liberdade do complexo partícula-partícula formado (MYERS, 1991).

A Força Hidrofóbica existe naturalmente ou pode ser induzida pela adsorção de espécies químicas hidrofóbicas. As superfícies hidrofóbicas apolares tendem a se associar umas às outras ao passo que o solvente polar (água) é aprisionado entre as duas superfícies hidrofóbicas, reduzindo o grau de liberdade do complexo formado.

Esta configuração gera uma estrutura que possui certas direções preferenciais, ao passo que o contato entre as superfícies em questão é essencialmente nulo (BIRDI, 1997).

A Força Molecular de Repulsão ou simplesmente Repulsão de Born é uma força do tipo proporcional ao inverso da distância, embora a ordem de grandeza da força aumente dramaticamente conforme a distância se torna menor.

Deve-se notar que embora se saiba que a potência do inverso da distância da força molecular repulsiva ($\frac{1}{\delta^n}$, onde δ é a distância de separação) varie entre 8 e 16 (n), pouco mais se sabe sobre a natureza desta força.

As Forças de Hidratação ou de Solvatação são de baixa ordem de grandeza e são geradas pelo “empacotamento” das moléculas na interface entre elas. As interações de superfície ocasionadas pelas forças de Hidratação ou de Solvatação modificam-se na região intercamada entre as duas superfícies bem próximas umas das outras.

Esta pequena distância de separação entre o filme líquido e a superfície da partícula pode desempenhar um papel importante na estabilidade da dispersão coloidal. A repulsão entre duas partículas hidrofóbicas termodinamicamente instáveis pode ser significativamente reduzida pela ação das forças de Hidratação (BIRDI, 1997).

A teoria de Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek, ou simplesmente teoria DLVO (iniciais dos nomes dos pesquisadores), da estabilização eletrostática, atribui esta estabilidade ou sua ausência unicamente ao equilíbrio entre a força de repulsão eletrostática (DCE) e a força atrativa de van der Waals.

Entretanto, a natureza finita da superfície dos íons, o efeito da adsorção específica de cada íon e as imperfeições na estrutura da partícula, aspectos não considerados na teoria de DLVO, levaram à sua complementação, como por exemplo, a incorporação de um fator de correção da curvatura da DCE.

A nova abordagem para a teoria DLVO para a DCE inclui a contribuição qualitativa e, até certo ponto, quantitativa das forças acima descritas e que serão abordadas mais especificamente no próximo capítulo.

Tais forças originam-se na interação entre as finas camadas líquidas e as superfícies das partículas em um arranjo coloidal, a saber: força de solvatação, atração hidrofóbica, repulsão hidrofílica (hidratação) e força molecular de repulsão ou repulsão de Born (ISRAELACHVILI & PASHLEY, 1982) (CLAESSON & CHRISTENSON, 1988) (VAN OSS, 1994) (ISRAELACHVILI & WENNERSTROM, 1996) (LEVEAU, 2001).

A instabilidade coloidal é causada por ação externa, através da adição de eletrólitos na água que muda a natureza e a concentração eletrolítica da solução. A abrupta mudança da estabilidade para a instabilidade é oriunda da compressão da dupla camada, em consequência do equilíbrio entre as forças de repulsão da DCE e as forças atrativas de van der Waals.

De forma simplificada, conforme observam EVANS & WENNERSTRÖM, (1994), esta estabilidade é ocasionada pela variação na concentração do sal (eletrólito) utilizado.

A concentração que marca a mudança da instabilidade para a estabilidade, ou vice-versa, é freqüentemente chamada de concentração crítica de coagulação (CCC). A CCC depende da valência do íon e independe do raio da partícula. Tal independência advém da condição arbitrária para cálculo de potencial resultante nulo.

Utilizam-se, portanto, métodos indiretos para caracterizar as propriedades elétricas da partícula, tal como a medida da velocidade de migração de uma partícula através de um campo elétrico, um experimento eletroforético.

Esta medida eletrocinética permite a quantificação do chamado potencial Zeta (equação de Helmholtz-Smoluchowski através da teoria de Debye-Hückel) (EVANS & WENNERSTRÖM, 1994). Vale lembrar que a medida do potencial Zeta é uma medida experimental bastante utilizada para a avaliação da CCC em tratamento de água para fins de abastecimento.

2.4. Turbidez e Partículas

A turbidez é um parâmetro que está relacionado com a concentração de partículas suspensas na água. A presença das partículas suspensas na água causa um efeito dispersivo em um raio de luz nele incidente.

Para a *American Public Health Association* (APHA), a definição formal de turbidez é: “uma expressão da propriedade óptica que faz a luz ser dispersa ou absorvida em vez de ser transmitida em linha reta através da amostra” (TEIXEIRA et al., 2004).

A porcentagem da luz incidente em relação à luz que emerge da amostra após sofrer reflexão, dispersão ou absorção é relacionada com uma escala de valores que é a medida de turbidez da amostra.

Os equipamentos que utilizam um detector disposto a 90° em relação ao feixe de luz incidente recebem o nome de nefelômetros ou turbidímetros nefelométricos.

Para TEIXEIRA et al., (2004), além do comprimento de onda da luz incidente e das características das partículas suspensas, há outros fatores que interferem na transmitância da luz desde o emissor até o receptor (detector): a lâmpada utilizada, as lentes, as células de amostragem, a orientação da fonte de luz em relação ao detector, a limpeza interna do detector (manutenção do equipamento), susceptibilidade a vibrações, interferência eletromagnética além da capacidade do equipamento em garantir a reprodutibilidade das leituras.

A Figura 4 mostra os principais constituintes da água, técnicas usuais para a determinação do tamanho das partículas e tecnologias de tratamento de água por faixas de tamanho de partícula.

Do ponto de vista sanitário, a medida de turbidez alçou maior relevância a partir de sua introdução como parâmetro de qualidade para a avaliação da produção de água para o abastecimento público. A Portaria 518 do Ministério da Saúde estabelece um limite máximo permissível de 1,0 uT (unidade de Turbidez) para a água filtrada, recomendando valores inferiores a 0,5 uT em 95 % das amostras mensais para fins de consumo humano (BRASIL, 2004).

Para DI BERNARDO, A. (2004), pode-se destacar a presença, na água para fins de abastecimento, de partículas em estado coloidal, em suspensão, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos.

Entre os sistemas coloidais hidrofóbicos, destacam-se as argilas como principal sistema coloidal presente em águas superficiais naturais. Argila é uma cognominação geral que abrange a designação de uma ampla gama de variantes.

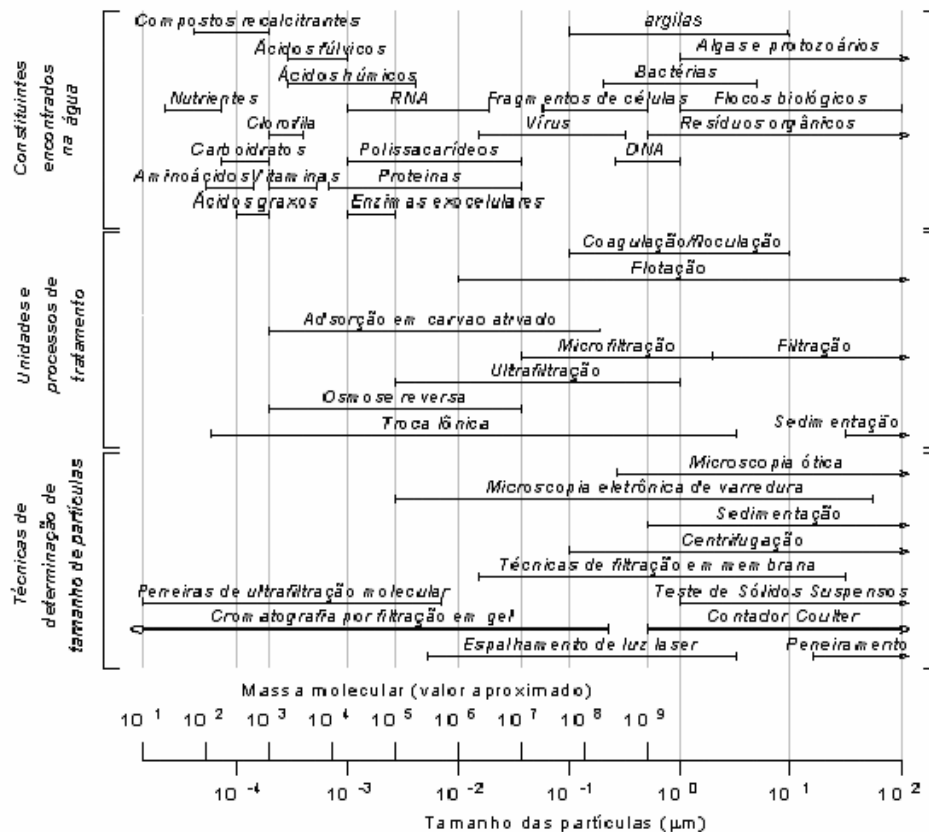


Figura 4: Constituintes da água, técnicas usuais de determinação de tamanho de partículas e tecnologias de tratamento de água por faixas de tamanho.

Fonte: Adaptado de SANTOS et al. (2004).

Segundo DI BERNARDO, A. (2004), as águas superficiais, bem como lagos, contêm sólidos em suspensão e em estado coloidal, onde a maior parte da turbidez é devida à matéria coloidal ou às partículas extremamente pequenas, ao passo que em cursos d'água com correntes de maior turbulência, a turbidez é devida, principalmente, a partículas em suspensão.

As argilas mais comuns são: caulinita, bentonita, illita e muscovita (DI BERNARDO, 2003). As argilas são constituídas por minerais, além de outros componentes tais como matéria orgânica, quartzo, mica, pirita, calcita etc.

Além destas características, bem como o fato de que seu tamanho seja da ordem de micrometros, as argilas têm características de colóides cuja estrutura pode ser observada na Figura 5. A Tabela 1 apresenta as principais características de três dos principais tipos de argilas que podem ser encontradas nas águas naturais, incluindo-se a caulinita que é utilizada neste trabalho.

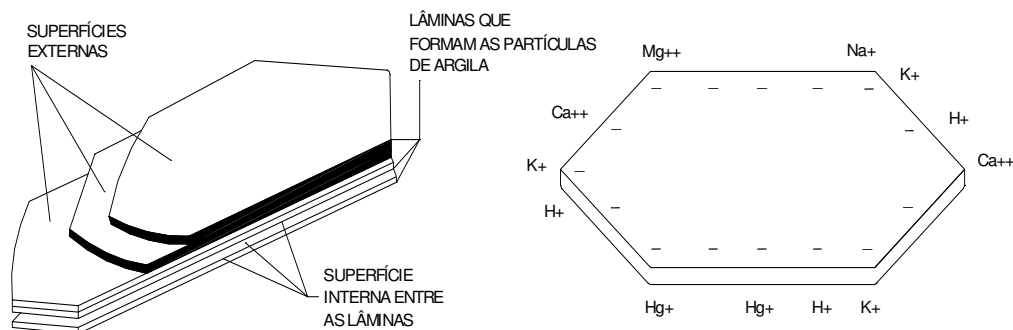


Figura 5: Representação esquemática de uma partícula de argila.
Fonte: DI BERNARDO, A. (2004)

Tabela 1: Principais características de três tipos de argilas.

Tipo de Argila	Estrutura	Superfície Específica (m ² /g)	Massa Específica (kg/m ³)	Umidade (%)
Montmorilonita	$Al\{Mg\}(Si_8O_{20})(OH)_4 \times H_2O$	15,5	2348	0
Caulinita (0,3 μm)	$Al_4(Si_4O_{10})(OH)_8$ $Al_4(Si_4O_6)(OH)_{16}$	15,5	1772 2667 2467	46 0 6,5
Ilita (0,3 μm)	$K_yAl_4\{Fe_4Mg_{16}\}(Si_8 yAl_y)O_{20}$	97,1	2642 2128	0 18

Fonte: DI BERNARDO, A. (2004)

Observações microscópicas e análise por raios-X são utilizadas para classificar as argilas segundo seus principais elementos constituintes: alumínio, silício, magnésio, potássio, oxigênio e hidrogênio, com combinações conforme os principais tipos de argila encontrados (DI BERNARDO, 2003).

Segundo MOORE & REYNOLDS JR (1989), de 0,1 a 10% dos constituintes da caulinita são elementos ou combinações de elementos de vermiculita ou esmectita cuja presença pode explicar a carga negativa freqüentemente encontrada em algumas caulinitas.

Neste trabalho a água de estudo constituiu-se de uma solução de água com um sobrenadante polidisperso de caulinita, conforme imagens de microscopia óptica da Figura 6. Maiores detalhes sobre a água de estudo e sua obtenção serão abordadas no capítulo 5.

Além das argilas, diversos outros tipos de sólidos, partículas ou colóides compõem o material suspenso ou em suspensão encontrados em afluentes e efluentes de sistemas de tratamento de água.

Segundo SANTOS et al. (2004) as partículas que compõem esta suspensão constituem-se de estruturas de formas heterogêneas e irregulares, polidispersas (de vários tamanhos) e com diferentes propriedades físico-químicas além de partículas floculentas, minerais, microrganismos etc, conforme Figura 7.

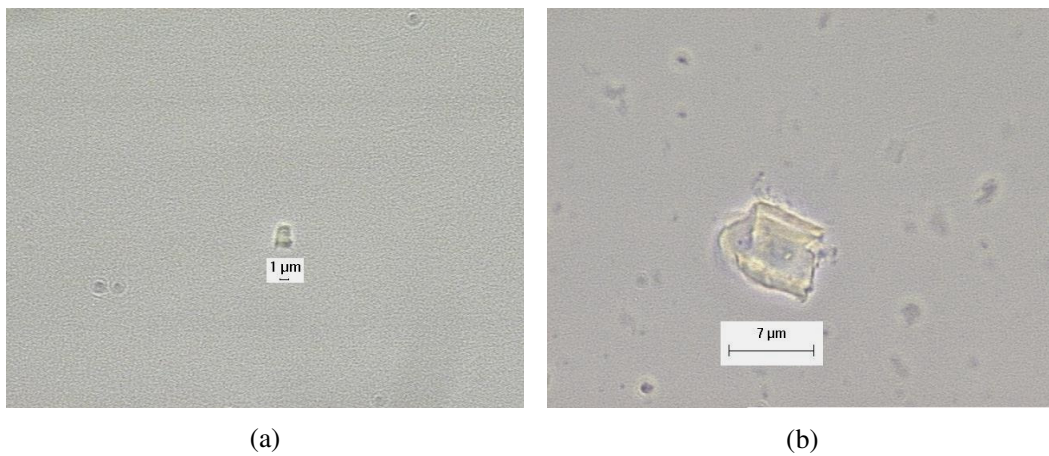


Figura 6: Partículas de argila ao microscópio óptico: (a) partículas de caulinita encontradas na parte sobrenadante da solução de água com caulinita; (b) partícula de caulinita encontrada na solução “mãe”.

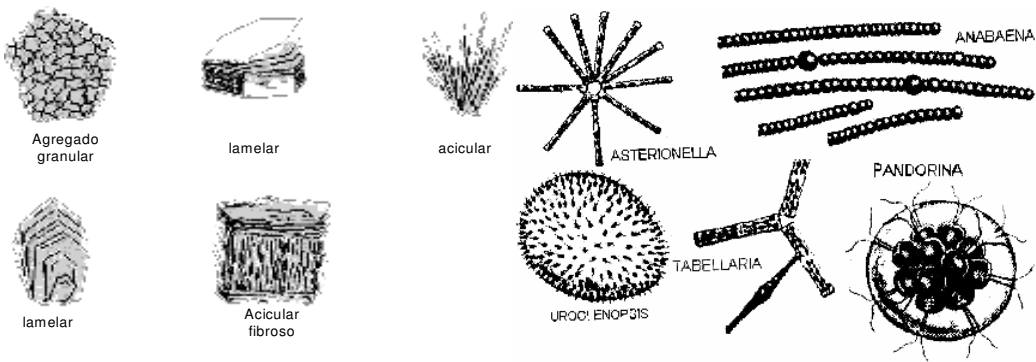


Figura 7: Exemplos de formas de partículas e morfologias de microrganismos presentes na água.
Fonte: SANTOS et al. (2005).

Para efetuar a remoção destas partículas em suspensão na água afluyente aos sistemas de tratamento de água procede-se a adição de agentes coagulantes que irão alterar as condições iônicas e eletrostáticas dos colóides e polidispersos presentes.

Em estações de tratamento de ciclo completo, após a coagulação, faz-se a agitação relativamente lenta, com o objetivo de proporcionar encontros e agregar as partículas menores em maiores, denominadas flocos.

Com o aumento do tamanho dos flocos, as forças de cisalhamento podem causar sua ruptura. A agregação e a ruptura ocorrem simultaneamente, conduzindo a uma única condição de distribuição de tamanho de floco (DI BERNARDO et al., 2005).

Nos sistemas de filtração direta como a dupla filtração e a filtração direta ascendente, entretanto, o fenômeno da floculação, ou seja, a formação de flocos ocorre, geralmente, no meio granular.

Todos os métodos disponíveis para a determinação do tamanho das partículas, entretanto, fazem uma associação com o tamanho relativo de uma esfera que representa o tamanho equivalente da partícula. Esta representação é conhecida como princípio da esfera equivalente com a qual se representa o tamanho da partícula ou microrganismo independentemente das suas formas (RAWLE, sem data).

O princípio de funcionamento dos chamados contadores de partículas é variável, dependendo das técnicas empregadas. Segundo SANTOS et al. (2004), nas técnicas de varredura de escoamento, as partículas são examinadas uma de cada vez, de modo que a interação de cada partícula com o campo externo é associada ao seu tamanho (volume) e a interação de um conjunto de partículas é interpretada em termos da distribuição de tamanho do conjunto.

Sua principal aplicação relaciona-se a operações nas quais é importante conhecer o número de partículas presentes em uma suspensão.

No caso dos contadores de partículas ópticos, utiliza-se o princípio do espalhamento de luz ou de extinção da luz, oriunda de um feixe de laser. Neste caso, no processo, ocorre a varredura de um feixe de laser que incide na amostra, ao passo que fotodetectores (geralmente um fotodiodo) medem o espalhamento ou a extinção da luz.

Se partículas estiverem presentes, ocorre então o espalhamento da luz ou seu bloqueio, no caso de partículas de maior tamanho, e os fotodetectores produzem um pulso elétrico para cada partícula presente na amostra.

Os pulsos elétricos gerados têm amplitudes proporcionais à intensidade da luz ou sua extinção (obscurecimento) que é relacionada ao tamanho da partícula. Posteriormente estes pulsos elétricos são amplificados e enviados para um contador de pulsos que fará então o somatório.

Há algumas dificuldades relacionadas com a utilização e o emprego deste tipo de contador de partículas, como por exemplo: possibilidade de quebra de flocos nos dispositivos de injeção da amostra; necessidade de calibração; entupimento do dispositivo de leitura de amostra pela presença de partículas maiores e a limitação da concentração da solução da amostra.

Diversos autores têm relacionado com sucesso a concentração de impurezas (sólidos suspensos) presentes na água e sua turbidez (GASTALDINI, 1990) (LEVEAU, 2001).

Expressar a turbidez em função da concentração é especialmente aplicável para soluções de monodispersos, podendo também ser utilizada nas soluções polidispersas, como no caso do uso da caulinita como agente de introdução de impurezas em água.

Evidentemente, deve-se privar pela acurácia dos dados experimentais para que tal relação possa expressar com fidedignidade a concentração da solução em termos de sólidos suspensos presentes na água de estudo.

Outra correlação possível é a da turbidez em função do número de partículas por unidade de volume presente na amostra. Embora esta relação seja menos aderente aos dados experimentais que a precedente, alguns autores a têm utilizado para expressar esta relação. LEVEAU (2001) propôs esta relação utilizando como impurezas, em sua água de estudo, miçangas esféricas de látex, obtendo correlação da ordem de 80 a 90% de aderência com os dados experimentais, conforme Figura 8.

O tamanho de partícula é de suma importância na tomada de decisão da tecnologia e dos processos de tratamento de água a serem empregados, em decorrência do tamanho e natureza das impurezas encontradas no manancial de água.

Ambas as formas de se quantificar a presença de impurezas na água para abastecimento, tanto a medida de turbidez como a do número de partículas, são instrumentos importantes para o monitoramento da qualidade da água produzida ou consumida e, portanto são valiosos instrumentos para a saúde pública.

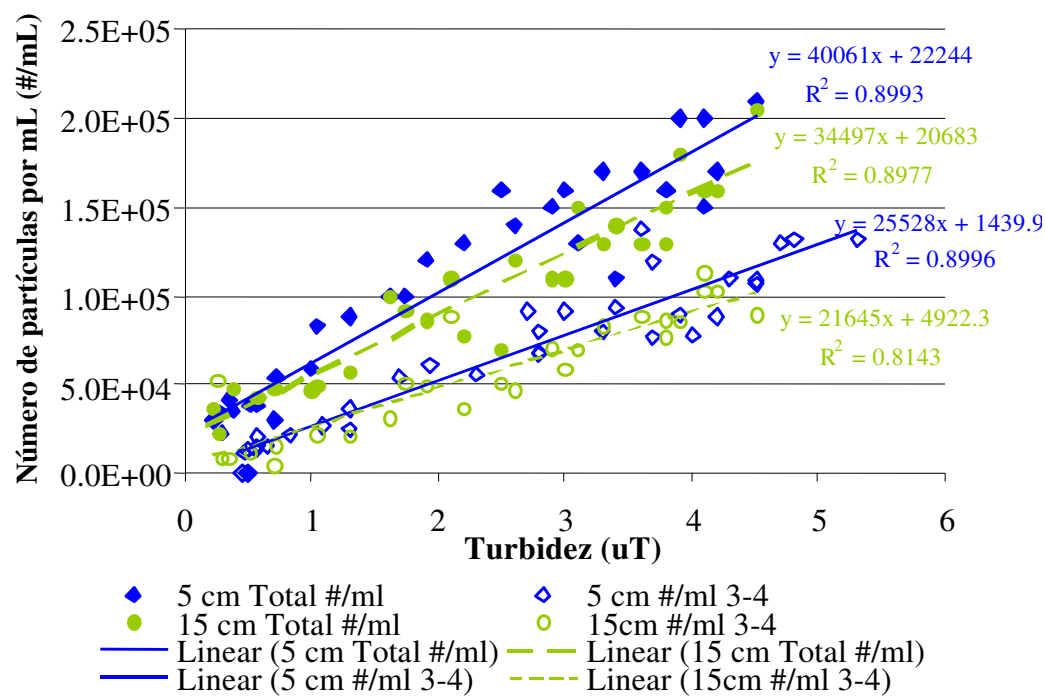


Figura 8: Correlação entre o número de partículas por mL e a turbidez em uT
 Fonte: Adaptado de LEVEAU (2001).

3. MODELOS DE FILTRAÇÃO

Neste capítulo, procurou-se apresentar uma revisão geral sobre as diversas abordagens em modelação matemática para filtração. Pretendeu-se colaborar com uma revisão bibliográfica mais ampla sobre o tema na língua portuguesa.

São apresentados os modelos de filtração, tanto os fenomenológicos como os hidrodinâmicos encontrados na literatura. Há também um retrospecto dos modelos cinéticos e dos modelos baseados no balanço de massa. Ao fim do capítulo são apresentados os modelos de perda de carga.

3.1. Ciclo de Filtração

Mecanismos físicos e químicos são os responsáveis pela remoção de partículas em um meio filtrante. Uma análise simples, mas ainda a que melhor descreve o processo de filtração, consiste na análise da filtração como sendo um processo de duas fases distintas: transporte da partícula até a superfície do coletor, caracterizado por mecanismos físicos e a subsequente aderência da partícula ao coletor, caracterizada por mecanismos físico-químicos.

As características do processo de remoção de partículas pela filtração, ainda hoje, advêm desta análise básica e pode ser encontrada na maioria dos textos e livros sobre filtração e tratamento de águas de abastecimento.

Qualquer análise mais aprofundada sobre este assunto pode falhar em virtude da intrincada complexidade fenomenológica associada à deposição de partículas em um meio. Por exemplo, ainda hoje, a natureza complexa do depósito é centro de controvérsias e discussões entre pesquisadores da área de filtração (LEVEAU, 2001).

O ciclo, ou carreira, de filtração pode ser dividido em quatro estágios principais: estágio de maturação, estágio de serviço (filtração propriamente dita), estágio de traspasse e estágio pós-traspasse, conforme Figura 9.

O primeiro estágio, o de maturação, pode ainda ser subdividido, conforme preconizam alguns autores, em duas diferentes fases: a primeira em que há uma rápida deterioração do efluente (com um ou dois picos); e a segunda, posteriormente, o período que realmente caracteriza o primeiro estágio: a efetiva maturação do meio filtrante (DI BERNARDO, 2003) (BAYLEY et al., 2001).

A fração remanescente decai rapidamente e tem uma curta duração, em comparação com restante do ciclo (carreira) de filtração, conforme pode ser visto no primeiro estágio da Figura 9 – estágio de maturação (VIGNESWARAN & CHANG, 1989).

Neste estágio ocorre a maturação do meio filtrante para a filtração propriamente dita que ocorre no estágio imediatamente posterior, o estágio de serviço. Neste estágio, atinge-se a maior eficiência de remoção, que pode ser observada pela qualidade do efluente. O filtro atinge maior grau de remoção de impurezas ou de partículas.

Fica, portanto, evidente que neste estágio as impurezas são armazenadas ou retidas junto aos espaços intergranulares existentes no meio filtrante.

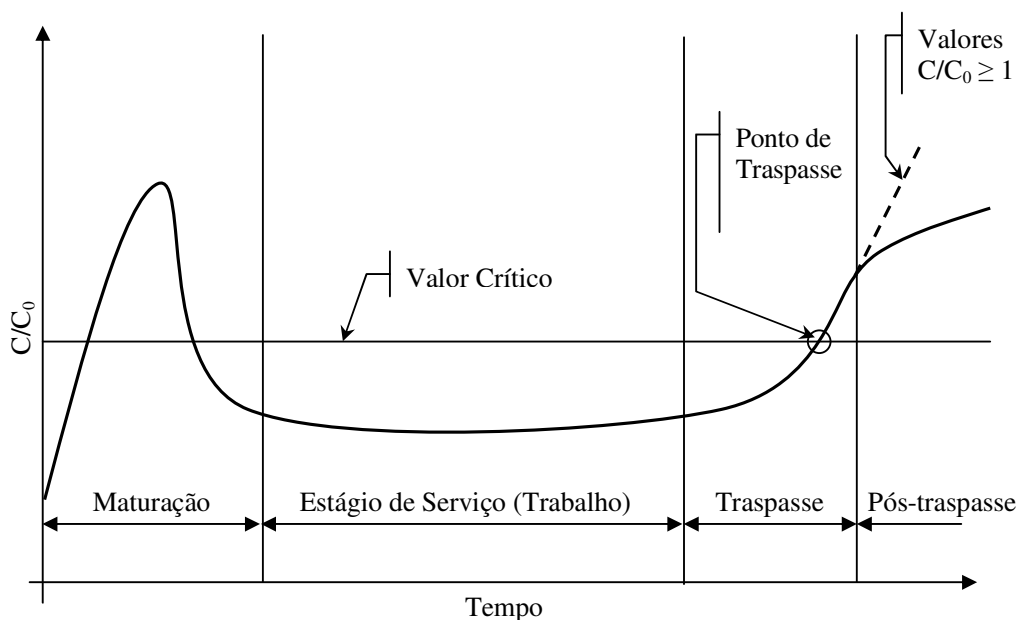


Figura 9: Diagrama dos estágios do ciclo (ou carreira) de filtração rápida.

No próximo estágio, entretanto, a qualidade do efluente começa, gradativamente, a deteriorar e tem-se o estágio de traspasse que se caracteriza pelo acentuado aumento no valor da concentração remanescente, até atingir o valor crítico – ponto de traspasse - estabelecido pelo usuário com base em parâmetros de qualidade da água (reta paralela ao eixo das abscissas no gráfico da Figura 9). Este estágio pode ter maior ou menor duração, dependendo de diversos fatores tais como a taxa de filtração, a concentração de partículas na água afluyente e as características do meio filtrante.

No último estágio, o de pós-traspasse, a concentração remanescente segue crescente, podendo até mesmo ocorrer valores superiores aos da concentração da água afluyente, ou, mais comumente, atinge um comportamento assintótico abaixo do valor $C/Co = 1$.

O processo de filtração ou de separação sólido - líquido tem sido extensivamente estudado nas últimas três décadas, especialmente com respeito aos principais mecanismos que governam a retenção de partículas no meio filtrante.

Em muitos casos, tem-se alcançado bons resultados na abordagem quantitativa da filtração, entretanto, em muitos outros casos não se obteve sucesso, o que torna a modelação do processo de filtração, ainda, objeto de extensivo estudo e pesquisa.

A abordagem quantitativa da filtração, por meio de formulações matemáticas físico-representativas do processo, pode ser dividida em modelos de duas principais categorias: Análise das trajetórias e Teorias fenomenológicas. Estas últimas têm sido utilizadas há bem mais tempo, com bons resultados na caracterização e quantificação do processo de filtração e é anterior a IWASAKI (1937).

As teorias fenomenológicas partem da descrição da variação de massa ou concentração de partículas no afluyente ao filtro como resultado da retenção que ocorre no meio filtrante, a partir de formulações matemáticas fundamentais de balanço de massa tanto para regime permanente como para regime transiente.

Os modelos baseados na Análise das trajetórias, que são mais recentes, entretanto, não podem descrever todos os estágios da carreira (ou ciclo) de filtração. A filtração, portanto, pode ser encarada como um mecanismo de transporte e transferência de massa entre o fluido e o elemento componente do meio filtrante.

Entretanto, diversos outros fatores concorrem para compor o processo de filtração tal qual ocorre nas estações de tratamento de água, de um modo geral. Isto porque as características físicas e químicas do fluido (água), das partículas (impurezas e produtos químicos) e do material componente do meio filtrante, também chamado de

coletor (grãos de areia, esferas de vidro, esferas de látex etc.) influem no mecanismo de transporte e transferência da massa entre as fases (sólido-líquido).

3.2. Transporte na Filtração Ascendente

O transporte da partícula pelo fluido e sua transferência para o coletor é mediado pelas chamadas linhas de corrente ou de escoamento, que se formam entre coletores vizinhos, conforme mostra a Figura 10.

A partícula próxima à superfície do coletor pode ser coletada, processo que é chamado de aderência e também pode abandonar o coletor, voltando para as linhas de corrente, processo que é chamado de desprendimento – Figura 10 (LEVEAU, 2001).

As responsáveis pela captura da partícula pelo coletor são as forças de superfície que passam a atuar devido à proximidade da partícula ao coletor, a saber: Forças eletrostáticas de interação, Forças de London – van der Waals, bem como interações químicas de superfície (AMIRTHARAJAH & RAVEENDRAN, 1993).

Os mecanismos de aderência, de natureza química, e as forças eletrostáticas são predominantes na remoção de uma partícula. Embora os exatos mecanismos da desestabilização de uma partícula pelo coagulante não sejam, ainda, plenamente conhecidos, sabe-se que a aderência desta ao coletor envolve forças eletrostáticas de atração de London – van der Waals e de repulsão (MAYS & HUNT, 2005).

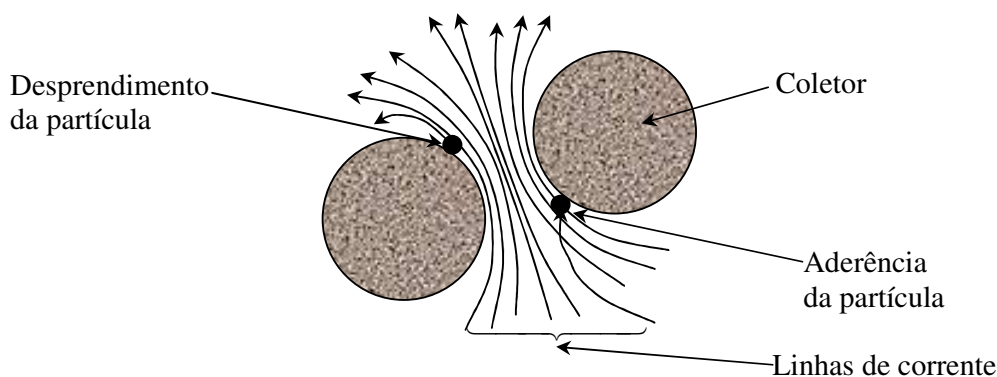


Figura 10: Mecanismos de aderência e desprendimento na filtração ascendente.
Adaptado de AMIRTHARAJAH, (1988).

Uma análise aprofundada sobre este assunto foi desenvolvida tanto por Derjaguin, Landau, Verwey e Overbeek – teoria DLVO – como por London e van der Waals – teoria LvdW – como visto no capítulo anterior.

Novas abordagens da teoria DLVO incorporaram diversos efeitos como o da hidratação e da hidrofobicidade, além da influência da chamada ação de ponte propiciada pelo uso de polímeros na análise dos mecanismos de aderência (AMIRTHARAJAH, 1988).

A eficiência de aderência está relacionada com processos químicos, enquanto a eficiência de colisão está relacionada com as condições de transporte, sendo que esse último pode se dar sob duas condições antagônicas (ELIMELECH & O'MELIA, 1990a) (ELIMELECH & O'MELIA, 1990b) (ELIMELECH, 1992) (BAI & TIEN, 1996):

- Condições favoráveis ou Processo de transporte limitado – onde a ocorrência da colisão entre a partícula e o grão coletor é de 100% e as partículas são completamente desestabilizadas pelo coagulante; a eficiência de remoção é determinada, principalmente, por três mecanismos: difusão, interceptação e sedimentação;
- Condições desfavoráveis ou Processo de deposição limitada – ocorre quando as partículas não estão desestabilizadas e, portanto há a presença de forças de repulsão entre o grão coletor e a partícula; neste caso o conceito de barreira de energia provê uma base para análise.

Para o caso do desprendimento de partículas no leito limpo, as diversas variáveis e condições (a heterogeneidade da superfície – rugosidade, carga, presença de polímero – que propiciam forças tangenciais opostas à força hidrodinâmica) tornam a abordagem quantitativa do fenômeno de difícil equacionamento (VAN DE VEN, 1998) (LEVEAU, 2001).

Uma abordagem simplificadora seria considerar a superfície como sendo lisa, o que acarreta uma diminuição na força de aderência ou um aumento na força de arrasto hidrodinâmica. Neste tipo de abordagem, consideram-se os efeitos químicos, hidrodinâmicos, as forças DLVO, força London - van der Waals, energia elástica de interação (superfície deformável ou indeformável), a força de aderência e mecanismos de desprendimento de partículas.

3.3. Análise ou Teoria das Trajetórias

Desprezando-se, a priori, as interferências físico-químicas, pode-se fazer uma análise puramente mecânica (transporte) e hidrodinâmica do processo de filtração, baseada na análise da trajetória da partícula até o coletor.

O mecanismo de transporte mais comum que se pode conceber no processo de filtração é a chamada ação física de coar que pode ser definida como a retenção de partículas maiores nos interstícios do meio filtrante que são menores. Este mecanismo predomina nos filtros de ação superficial, ou seja, cuja ordem de grandeza dos interstícios da camada superficial – a lâmina de contato do meio filtrante com a água bruta – é bastante menor que as partículas a serem removidas.

O mesmo não ocorre para filtros de ação de profundidade, aqueles cuja penetração das partículas ultrapassa as camadas superficiais (GASTALDINI, 1990). Neste caso, outros são os mecanismos de transporte, responsáveis pelo encontro da partícula com o coletor, e atuam em diferentes graus de importância no processo de filtração ascendente (DI BERNARDO, 2002) – Figura 11:

- *a interceptação*, que ocorre em face da diferença de tamanho entre a partícula e o coletor. A proximidade das linhas de corrente à superfície do coletor permite que haja uma interceptação da partícula pelo coletor, no escoamento;
- *impacto inercial*, como o próprio nome revela, trata-se do encontro promovido pelo efeito inercial que a partícula adquire em virtude da quantidade de movimento suficiente para manter sua trajetória de colisão com os coletores, abandonando, destarte, as linhas de corrente do escoamento;
- *a sedimentação*, que ocorre apenas quando a baixa velocidade de sedimentação permite que a partícula cruze ou “abandone” a linha de corrente. Neste caso, a ação da gravidade age sobre a partícula que se encontra na região superior do coletor;

- a *difusão* ocorre no caso de partículas bem pequenas e são devidas ao movimento Browniano, que aumenta com a elevação da temperatura. Isto implica no aumento da energia termodinâmica das moléculas e conseqüente redução da viscosidade da água;
- a *ação hidrodinâmica* ocorre quando uma partícula, relativamente grande, sob a ação de linhas de corrente com velocidades diferentes, assume movimento perpendicular ao escoamento (diferença de pressão na direção perpendicular) o que a conduz a região de menor velocidade e, conseqüentemente, ao coletor.

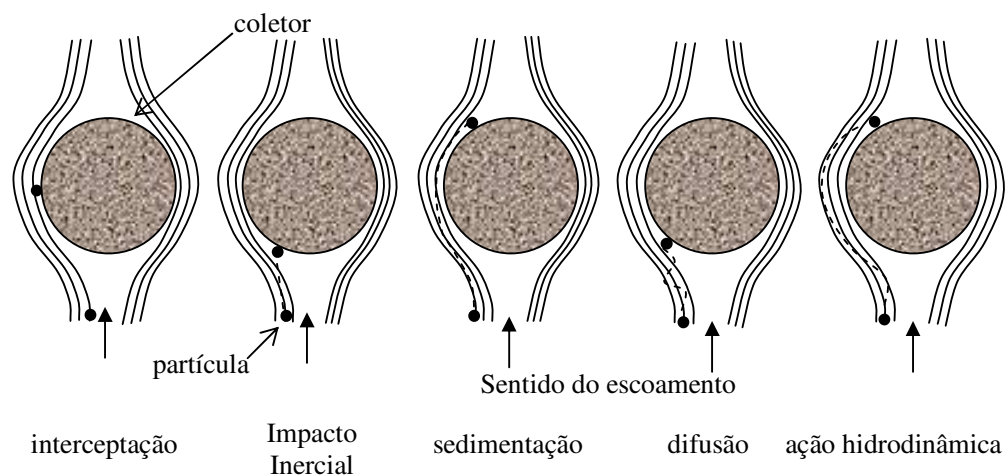


Figura 11: Mecanismo de transporte na filtração ascendente.
Adaptado de AMIRTHARAJAH, (1988).

Para a filtração de água, têm-se três principais mecanismos de transporte atuantes: a difusão, a sedimentação e a intercepção. Estes mecanismos podem ser matematicamente modelados nas abordagens teóricas dos modelos baseados na Análise das trajetórias.

Para taxas de filtração mais altas, entretanto, a ação hidrodinâmica, torna-se mecanismo importante na filtração (YAO et al. 1971) (AMIRTHARAJAH, 1988).

3.4. Modelos Geométricos do Leito Filtrante

Diversas configurações geométricas podem se formar entre a partícula e os coletores e podem incluir partículas previamente aderidas à superfície dos coletores, que também passam a atuar quais coletores, incrementando o número de coletores com o passar do tempo de filtração.

Vários modelos geométricos representativos destas configurações foram propostos e adotados por diversos autores, a saber: esferas isoladas, esferas imersas no fluido (Happel), poros em forma cilíndrica (Stokes) e tubos capilares constritos são os principais, conforme pode ser visto na Figura 12.

Alguns autores propuseram modelos físico-matemáticos para o cálculo da eficiência inicial de remoção do meio filtrante a partir destes quatro principais modelos geométricos, a saber: Yao, Yao-Habibian, Happel, Lee-Geiske, Rajagopalan-Tien, Tufenkji-Elimelechi etc (ROGERS & LOGAN, 2000) (CHANG et al., 2003).

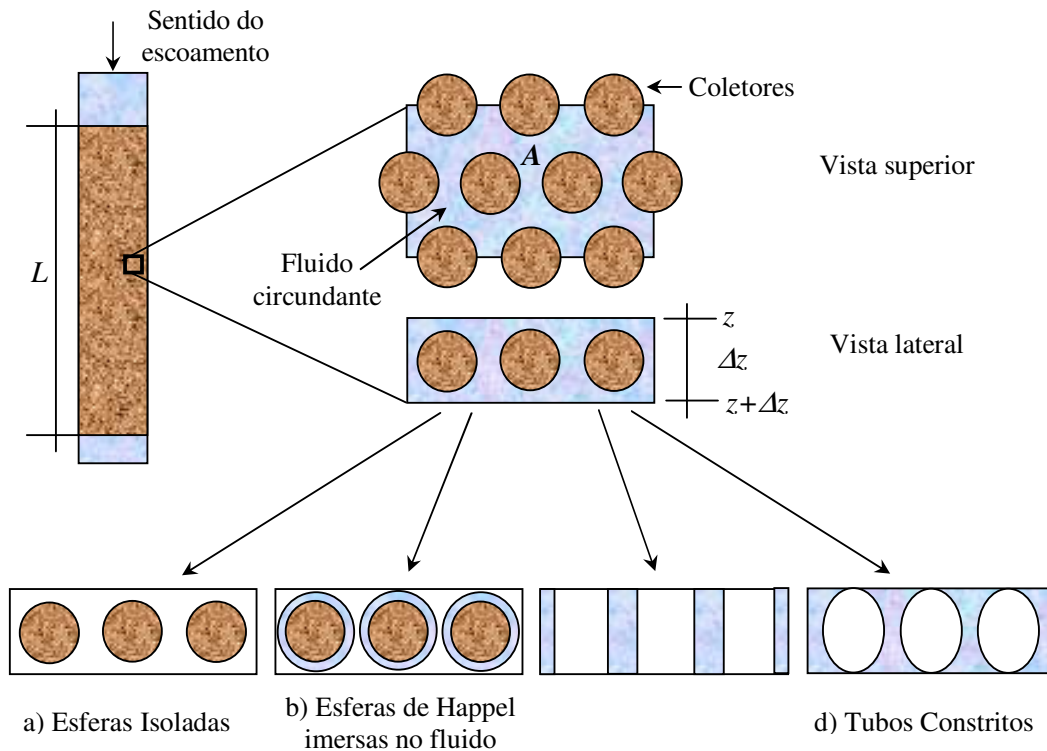


Figura 12: Configurações geométricas mais comuns para os modelos de coletores.

A geometria esférica isolada ou inserida em uma célula, junto ao coletor, bem como a geometria de tubos capilares ou constritos, entre os poros, são as mais comumente encontradas.

Obviamente, com a aderência de partículas à superfície dos coletores, os espaços entre coletores (poros) se reduzem, conseqüentemente, a velocidade do fluido nos poros aumenta. Com o aumento da velocidade do fluido, a força de arrasto também aumenta, o que implica em uma velocidade crítica na qual as forças de atração entre coletor e partícula se igualam à força de arrasto, levando ao desprendimento da partícula.

Pode-se, inclusive, falar em efeito avalanche com o desprendimento de um grande número de partículas aderidas em virtude de choques subseqüentes e concomitantes (TOBIASON & O'MELIA, 1988).

Os mecanismos de desprendimento são ainda menos consensuais, do ponto de vista conceitual, se comparados aos mecanismos de remoção da partícula do meio filtrante, sendo sua análise ainda mais complexa.

O fenômeno de desprendimento pode se originar do cisalhamento provocado pela ação da força hidrodinâmica sobre o(s) floco(s), ou às partículas aderida(s) ao coletor, provocando, repentinamente, a chamada desestabilização do depósito (efeito avalanche) (LEVEAU, 2001).

Uma vez que a partícula esteja muito próxima da superfície do coletor, a distância de separação entre eles aproxima-se de zero e nesta situação a força de arrasto se aproxima de um valor infinito. A aderência pode não ocorrer sem a ação da força de atração de van der Waals.

Esse desprendimento está associado a mudanças nas taxas de filtração ou nas condições químicas (MORAN et al., 1993a) (MORAN et al., 1993b). A deposição de partículas sobre os grãos do meio filtrante pode ser vista como o resultado da formação de floco, ou “união” entre a(s) partícula(s) retida(s) e a(s) partícula(s) que se aproxima(m) ou entre partículas em transporte e devem ser consideradas na análise do processo de filtração (GRAHAM, 1988) (ELIMELECH & O'MELIA, 1990).

Pode-se deprender desta abordagem que ambos os fenômenos, a partir de certo ponto durante a filtração, ocorrem simultaneamente: aderência e desprendimento. Para uma completa caracterização do material retido (depósito), deve-se investigar sua natureza, forma e características (porosidade, densidade e concentração), bem como as condições de operação do sistema e as características das partículas primárias.

3.5. Modelos da Teoria ou Análise das trajetórias

A maioria dos modelos teóricos de filtração foi desenvolvida a partir do leito filtrante limpo. Como foi mostrado na Figura 12, o meio filtrante é visto como um conjunto de coletores em um determinado volume de controle. Determina-se a eficiência de remoção de um único coletor para posteriormente adicionar-se a contribuição dos demais, assumindo-se uma estrutura celular para o meio filtrante.

Para o cálculo da eficiência de remoção de partículas pelo coletor, faz-se necessário definir os seguintes elementos:

- Modelo geométrico para o coletor e para o conjunto de coletores e suas respectivas condições em relação ao fluido circundante.
- Forças atuantes na remoção de partículas.
- Solução da equação da trajetória ou de difusão-convecção.

Na abordagem microscópica do leito limpo, os grãos são vistos como uma associação de coletores e devem ser considerados dois elementos principais: a definição das forças atuantes na remoção das partículas e a solução da equação da trajetória ou da equação da difusão-convecção (TIEN, 1989).

A solução pela equação da difusão-convecção, para partículas não-brownianas, é dada pela eq. (1) (TIEN, 1989) e (LEVEAU, 2001):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{U} \times \text{grad} \vec{C} = \text{div} (D \cdot \text{grad} \vec{C} + m_o C \text{grad} \vec{\Phi}) \quad (1)$$

em que m_o é a mobilidade da partícula (s.kg^{-1}); Φ energia coloidal de interação (J); D o coeficiente de difusão ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$); C é a concentração de partículas na fase líquida (kg.m^{-3}) e U é a velocidade do fluido (m.s^{-1}).

A resolução desta equação exige extensivos cálculos, e para uma abordagem mais prática, tem-se optado por uma simplificação da análise da trajetória através do uso de diversos modelos que expressam a formulação do balanço de massa com base em números adimensionais representativos do fenômeno da filtração para a determinação da eficiência inicial de remoção de partículas em um meio filtrante.

3.5.1. Equação da Filtração

YAO et al. (1971) desenvolveram seu modelo de filtração a partir da equação de balanço de massa sobre uma partícula perfeitamente esférica e isolada – Figura 12a – tendo-se assumido o meio filtrante como um conjunto de esferas isoladas.

Do balanço de massa que atravessa a seção transversal do leito filtrante (Figura 12), o número de partículas que entra no volume de controle, em um intervalo de tempo Δt (s), será (LOGAN et al., 1995) igual a:

$$c_z A f u \Delta t \quad (2)$$

onde c_z é a concentração em massa ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) e que também pode ser designada por n_z em termos de concentração de partículas ($\# \cdot \text{m}^{-3}$) no volume de controle, que é igual a $A \cdot \Delta z$ (m^3) – Figura 12; A é a área da seção transversal do volume de controle (m^2); u é a velocidade intersticial ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) e f é a porosidade (adimensional).

É interessante notar que a porosidade f irá reduzir a área total da seção transversal A .

Similarmente, a aderência total de partículas pela difusão, será igual à expressão:

$$-D A f \Delta t \left(\frac{dc_z}{dz} \right) \quad (3)$$

onde D é o coeficiente de difusão ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).

Portanto, a quantidade total de partículas aderidas por convecção (T_C) (kg ou #) e por difusão (T_D) (kg ou #), que atravessam a seção $z \rightarrow z + \Delta z$ (Figura 12), serão, respectivamente, iguais a:

$$T_C = c_{z+\Delta z} A f u \Delta t \quad (4)$$

$$T_D = -D A f \Delta t \left(\frac{dc_{z+\Delta z}}{dz} \right) \quad (5)$$

A remoção de partículas pelos coletores pode ser calculada acumulando-se as partículas no leito filtrante:

$$a_c = r_s \alpha N_{cv} \Delta t \quad (6)$$

onde a_c é a acumulação de partículas no leito filtrante (kg ou #); N_{cv} é o volume de coletores por unidade de volume de controle ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$); α é o coeficiente de aderência entre partícula e coletor, expressa a fração de colisões efetivas – que resulta na aderência – entre partícula e coletor (adimensional) e r_s é a taxa de partículas que se chocam com o coletor ($\# \cdot \text{s}^{-1}$ ou $\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}$).

O número de coletores no volume de controle (N_{cv}) pode ser obtido dividindo-se o volume total ocupado pelos coletores no volume de controle pelo volume de um único coletor:

$$N_{cv} = \frac{A(1-f)\Delta z}{\frac{\pi}{6}d_c^3} \quad (7)$$

onde d_c é o diâmetro do coletor (m).

O valor de r_s pode ser obtido pela definição da eficiência devida a um único coletor, ou seja:

$$r_s = \eta r_f \quad (8)$$

$$r_f = (u f) c_z \frac{\pi}{4} d_c^2 \quad (9)$$

onde r_f é a taxa de partículas capturadas pelo coletor ($\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}$) e η é a eficiência de contato ou de remoção (adimensional).

É interessante notar que a velocidade superficial ou de aproximação também referida como velocidade de filtração ou, simplesmente, taxa de filtração (U) se relaciona com a velocidade de poro ou intersticial (u) através da relação $U = u f$, conforme realçado pela presença dos parênteses adicionados na eq. (9).

Substituindo-se a eq. (7), a eq. (8) e a eq. (9) na eq. (6), obtem-se (TARE & VENKOBACHAR, 1985):

$$a_c = \frac{3 \alpha \eta (1-f) c_z u f A \Delta t \Delta z}{2 d_c} \quad (10)$$

Para fechar o balanço de massa no volume de controle deve-se incluir a acumulação de partículas no fluido (T_{AC}) (kg ou #):

$$T_{AC} = \Delta c \Delta z A f \quad (11)$$

Portanto, o balanço de massa será a variação da concentração no volume de controle – eq. (4) – e é igual à: massa retida no volume de controle – eq. (10) – somado à acumulação no fluido – eq. (11) – e massa retida por difusividade – eq. (5), ou seja:

$$-T_C = a_c + T_{AC} - T_D \text{ ou ainda } -T_C + T_D = a_c + T_{AC} \quad (12)$$

Dividindo-se todos os termos da eq. (12) por $\Delta t \Delta z A$, pode-se obter:

$$-u f \frac{(c_{z+\Delta z} - c_z)}{\Delta z} + D f \frac{\left(\frac{\partial c_{z+\Delta z}}{\partial z} - \frac{\partial c_z}{\partial z} \right)}{\Delta z} = f \left[\frac{\Delta c}{\Delta t} + \frac{3}{2 d_c} (1-f) \alpha \eta c_z u \right] \quad (13)$$

Tomando-se o limite de Δz e Δt a zero, bem como se dividindo ambos os membros da eq. (13) por f , tem-se (AMIRTHARAJAH & RAVEEDRAN, 1993):

$$-u \frac{\partial c}{\partial z} + D \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} = \frac{\partial c}{\partial t} + \frac{3}{2 d_c} (1-f) \alpha \eta c_z u \quad (14)$$

Os termos de acumulação no fluido e de difusividade podem ser desconsiderados, portanto, obtem-se a equação generalizada (LOGAN et al., 1995):

$$\frac{dc}{dz} = -\frac{3}{2} \frac{(1-f)}{d_c} \alpha \eta c \quad (15)$$

A eq. (15) integrada para a altura total do filtro (L) (ver Figura 12) fornece a equação do modelo de filtração de YAO et al. (1971), para remoção de partículas, baseado no coletor esférico isolado:

$$\frac{C}{C_0} = \exp\left[-\frac{3}{2} \cdot \frac{(1-f)}{d_c} \cdot \alpha \cdot \eta \cdot L\right] \quad (16)$$

em que C_0 e C são a concentração afluyente e efluente (em termos de massa ou de partículas), respectivamente.

3.5.2. Modelos para o Cálculo da Eficiência Inicial de Remoção

Nesta seção serão abordados oito modelos matemáticos para o cálculo da eficiência inicial de remoção. Os modelos serão definidos quanto:

- ✓ Aos elementos geométricos,
- ✓ Às forças atuantes;
- ✓ Aos tipos de solução para a equação da trajetória ou de convecção-difusão.

Os modelos para o cálculo da eficiência inicial de remoção a serem considerados, são:

- Modelo de Yao et al (Y).
- Modelo da Velocidade Intersticial ou Capilar (*Pore Velocity* – PV).
- Modelo Yao – Habibian (YH)*.
- Modelo Yao – Habibian Modificado ou Happel Modificado (YH).
- Modelo Lee-Gieske Modificado (LG).
- Modelo Rajagopalan-Tien (RT).
- Modelo Tufenkji-Elimelech (TE)
- Modelos Eletrocinéticos (ME)

3.5.2.1. Modelo de Yao et al. (Y)

Enquanto a equação do modelo de filtração, conforme demonstrado, obedece a eq. (16), o modelo para o cálculo da eficiência inicial de remoção desenvolvida por YAO et al. (1971), contempla três componentes, a saber: difusão (η_D), interceptação (η_I) e sedimentação – gravitacional (η_G) – Tabela 3:

$$\eta = \eta_D + \eta_I + \eta_G = 4 N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} N_R^2 + N_G \quad (17)$$

O somatório das três componentes que perfazem a eficiência inicial total é expresso por meio de três adimensionais: o número de Peclet (N_{Pe}), o número de interceptação (N_R) e o número gravitacional (N_G), respectivamente, cuja interpretação física e definição matemática se encontram na Tabela 3.

Nesta abordagem, a colisão devida ao movimento Browniano (N_{Pe}) é calculada por meio de uma solução analítica para uma esfera isolada em um fluido infinito, o que de fato não ocorre num leito (ou meio) filtrante.

A segunda parcela da direita na eq. (17) expressa uma relação de tamanho entre o diâmetro da partícula e do coletor, ao passo que a última parcela representa a velocidade de sedimentação de Stokes (gravitacional).

3.5.2.2. Modelo da Velocidade Intersticial ou Capilar (*Pore Velocity – PV*)

O modelo PV é similar ao modelo de YAO et al. (1971), excetuando-se o fato de que a porosidade f é removida da taxa de partículas capturadas pelo coletor (r_f) da eq. (9) (LOGAN et al., 1995):

$$r_f = u c_z \frac{\pi}{4} d_c^2 \quad (18)$$

Neste modelo, que considera uma coleção de coletores próximos uns dos outros, e não um coletor isolado em um fluido infinito, como no modelo de YAO et al. (1971),

corrige-se a equivocada utilização da velocidade de aproximação (U) na obtenção da eficiência de remoção, conforme geometria mostrada na Figura 12c.

Os coletores estão extremamente próximos uns dos outros, no leito filtrante, o que interfere na velocidade do fluido nas proximidades dos coletores e, conseqüentemente, a trajetória do fluido no seu entorno sofre uma constrição.

Por esta razão, nesta abordagem, utiliza-se a velocidade de poro (do inglês *Pore Velocity* – PV), ou intersticial (u), na definição da taxa de partículas capturadas pelo coletor (r_s).

Esta alteração, naturalmente, implica no aparecimento da porosidade no denominador das equações (15) e (16), tanto na forma diferencial – eq. (19) – quanto na forma integrada, eq. (20):

$$\frac{dc}{dz} = -\frac{3}{2} \frac{(1-f)}{d_c f} \alpha \eta c \quad (19)$$

$$\frac{C}{C_0} = \exp\left[-\frac{3}{2} \cdot \frac{(1-f)}{d_c f} \cdot \alpha \cdot \eta \cdot L\right] \quad (20)$$

A equação de regressão para a determinação da eficiência na colisão inicial com o coletor é o mesmo obtido por YAO et al. (1971) (ver Tabela 4).

3.5.2.3. Modelo Yao – Habibian (YH)*

O modelo de Yao-Habibian é baseado no modelo geométrico de célula de Happel (Figura 12b), cuja concepção, segundo o autor, adere melhor aos valores observados experimentalmente (YAO et al., 1971).

Nesta abordagem houve a incorporação do parâmetro de Happel ou fator de correção de Happel na parcela difusiva da equação de eficiência inicial de remoção:

$$A_s = \frac{2(1-\gamma^5)}{2-3\gamma+3\gamma^5-2\gamma^6} \quad (21)$$

onde $\gamma = \sqrt[3]{(1-f)}$.

Incluindo-se, então, o termo A_s da eq. (21) na eq. (17), tem-se o modelo de Yao-Habibian (YH)* para o cálculo da eficiência inicial de remoção:

$$\eta = 4 A_s^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} N_R^2 + N_G \quad (22)$$

Na concepção geométrica do modelo de Happel, o coletor está imerso no fluido que está confinado no entorno de um coletor e ocupa uma posição concêntrica em relação aos demais coletores, formando um arranjo celular, conforme mostrado na Figura 12b.

Neste arranjo, o termo A_s , também chamado de parâmetro de Happel, permite uma correção devida a porosidade na influência da velocidade nas colisões geradas pela difusão.

3.5.2.4. Modelo Yao – Habibian Modificado ou Happel Modificado (YH)

O modelo de Yao-Habibian Modificado ou Happel Modificado (YH), assim como seu próprio nome indica, introduz uma modificação no modelo concebido por Yao-Habibian, mantendo, entretanto, as demais características do modelo anterior.

Esta modificação consiste na incorporação do parâmetro de Happel – eq. (21) – não apenas na parcela difusiva, mas também na convectiva ou na parcela devida à interceptação presentes na equação da eficiência inicial de remoção. Neste caso, considera-se a influência da porosidade, também, na parcela convectiva, conforme eq. (23):

$$\eta = 4 A_s^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} A_s N_R^2 + N_G \quad (23)$$

É interessante ressaltar que este modelo mostrou-se apropriado não apenas para partículas menores que 1 micrômetro, como os modelos anteriores, mas também para partículas maiores (Dharmappa et al., 1992).

3.5.2.5. Modelo Lee-Gieske Modificado (LG)

O modelo de Lee-Gieske também é baseado em um modelo geométrico celular similar ao de Happel (Figura 12b) e assim como o modelo de Yao-Habibian Modificado ou Happel Modificado (YH), o modelo de Lee-Gieske Modificado recebeu a adoção de um fator de correção da velocidade nas colisões com o coletor.

Entretanto, o parâmetro ou fator de correção (K_W) incorporado ao modelo de Lee-Gieske para o cálculo da eficiência inicial de remoção, é dado por:

$$K_W = 1 - 1,8\alpha_f^{1/3} + \alpha_f - 0,2\alpha_f^2 \quad (24)$$

onde $\alpha_f = 1 - f$.

Para o caso da formulação de Lee-Gieske Modificado, o parâmetro ou fator de correção de Lee-Gieske, também, influencia os termos difusivo e convectivo da equação para o cálculo da eficiência inicial de remoção (DHARMAPPA et al., 1992):

$$\eta = 3,54 \left(\frac{f}{K_W} \right)^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} \frac{f \cdot N_R^2}{K_W (1 + N_R)^p} + N_G \quad (25)$$

Em sua formulação, foi introduzido outro parâmetro que considera a influência da porosidade na correção da velocidade nas colisões com o coletor, o parâmetro (p):

$$p = \frac{(1 + 2\alpha_f)}{3 - 3\alpha_f} \quad (26)$$

Este parâmetro mostra que a influência da porosidade neste modelo não se restringe ao termo difusivo (movimento Browniano), mas também é incorporado na parcela convectiva por meio do parâmetro ou número de interceptação (N_R) – Tabela 3.

Este fato irá se repetir nos modelos de Rajagopalan – Tien (RT) e de Elimelech – Tufenkji (TE). Assim como para o caso da eq. (22), a formulação de Lee-Gieske Modificada também serve para modelar o comportamento tanto de partículas maiores como para partículas menores que $1\mu\text{m}$ (DHARMAPPA et al., 1992).

3.5.2.6. Modelo Rajagopalan – Tien (RT)

Rajagopalan e Tien conceberam um modelo que, além de incluir os termos dos modelos já apresentados, interceptação, sedimentação e difusão, inclui os efeitos de redução no número de colisões acarretado pela resistência que um fluido incompressível provoca quando duas partículas colidem, chamado de efeito de “frenagem” ou retardo hidrodinâmico.

O modelo de Rajagopalan – Tien considera ainda os efeitos produzidos pelas forças de atração de London – van der Waals (LvdW ou DLVO), além das interações das cargas elétricas de superfície ou de dupla camada elétrica (DCE).

O modelo de Rajagopalan –Tien constitui-se no mais utilizado modelo para o cálculo da eficiência inicial de remoção para a filtração de água (TUFENKJI & ELIMELECH, 2004) (NELSON & GINN, 2005).

A regressão obtida por Rajagopalan – Tien é mostrada na eq. (27) para a utilização da equação para filtração dada pela eq. (16) (LOGAN et al., 1995):

$$\eta = 4A_S^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + A_S N_{Lo}^{1/8} N_R^{15/8} + 0,00338A_S N_G^{1/2} N_R^{-2/5} \quad (27)$$

A velocidade do fluido utilizada na obtenção da eq. (27) foi a velocidade superficial. A eq. (27) apresenta um novo parâmetro ou adimensional, o número de London (N_{Lo}), que incorpora ao modelo a influência das forças atrativas de London – van der Waals e as forças de interação de superfície (DCE) – Tabela 3:

$$N_{Lo} = \frac{4H}{(9\pi d_p^2 \mu U)} \quad (28)$$

onde H é a constante de Hamaker, d_p é o diâmetro da partícula e μ é a viscosidade dinâmica do fluido – veja as unidades na Tabela 3.

A obtenção da eq. (27) advém de extensivo esforço computacional empregado para encontrar uma solução que pudesse agregar todas as influências mencionadas em uma regressão que abrangesse uma razoável faixa de valores dos parâmetros representativos no cálculo da eficiência inicial de remoção (AMIRTARAJAH, 1988).

Este modelo para o cálculo da eficiência inicial de remoção tem sido utilizado por diversos autores, que a compararam com resultados experimentais e obtiveram bons resultados.

O modelo (RT) também foi concebido com o arranjo geométrico de Happel para o coletor (Figura 12b). É importante ressaltar que a equação de Rajagopalan – Tien só é válida para N_R (Tabela 3) cujos valores são inferiores à 0,18 (LOGAN et al., 1995).

3.5.2.7. Modelo Tufenkji-Elimelech (TE)

Elimelech e Tufenkji desenvolveram uma nova equação para o cálculo da eficiência inicial de remoção baseado na concepção geométrica de Happel. Segundo os próprios autores, o modelo procurou incorporar de forma mais completa as interações hidrodinâmicas, as forças de van der Waals e as forças de interação das cargas elétricas de superfície (DCE) (TUFENKJI & ELIMELECH, 2004):

$$\eta = 2,4A_S^{1/3} N_{Pe}^{-0,715} N_R^{-0,081} N_{vdW}^{-0,052} + 0,55A_S N_A^{0,125} N_R^{1,675} + 0,22N_G^{1,11} N_R^{-0,24} N_{vdW}^{0,053} \quad (29)$$

O modelo (TE) introduz dois novos adimensionais que incorporam a influência das forças atrativas de van der Waals e sua interação com a energia térmica da partícula – Número de van der Waals (N_{vdW}) – e as forças de van der Waals relacionadas com a velocidade do fluido na interceptação da partícula – Número de atração ou aderência (N_A) –, conforme as equações (30) e (31), respectivamente:

$$N_{vdW} = \frac{H}{KT} \quad (30)$$

$$N_A = \frac{H}{(3\pi d_p^2 \mu U)} \quad (31)$$

onde H é a constante de Hamaker; K é a constante de Boltzmann e T é a temperatura absoluta – veja unidades e definições na Tabela 3.

Note que a eq. (31) é bastante similar à eq. (28) do modelo (RT), havendo apenas um fator $4/3$ de diferença entre elas.

Diferentemente do modelo (RT), o modelo (TE) não tem restrições para baixas velocidades de aproximação, ou no chamado regime Browniano, por considerar as interações hidrodinâmicas e de van der Waals neste regime.

O modelo para o cálculo da eficiência inicial de remoção desenvolvido por Tufenkji e Elimelech se aproxima em mais de 50% de diferença em relação ao modelo (RT) da solução numérica mais rigorosa da equação convectiva – difusiva (TUFENKJI & ELIMELECH, 2004).

O ajuste da equação de regressão obteve 99% de confiança para os três mecanismos de transporte que compõem o cálculo da eficiência inicial de remoção – $\eta = \eta_D + \eta_I + \eta_G$: eficiência por transporte difusivo (η_D), eficiência do transporte por interceptação (η_I) e eficiência do transporte por sedimentação gravitacional (η_G).

Além da comparação entre o modelo proposto pela eq. (29) com os modelos (YH) e (RT), TUFENKJI & ELIMELECH, (2004) fizeram comparações com um extensivo número de dados experimentais de diversos autores, para uma grande faixa de valores dos parâmetros que influem no cálculo da eficiência inicial de remoção.

A Tabela 2 mostra a faixa de valores dos principais parâmetros utilizados na obtenção da eq. (29).

Tabela 2: Parâmetros utilizados na obtenção da eq. (29).

Parâmetro	Faixa de valores
Diâmetro da partícula (d_p)	0,01 – 10 μm
Diâmetro do coletor (d_c)	0,05 – 0,50 mm
Velocidade superficial (U)	$7 \cdot 10^{-6} - 2 \cdot 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$
Constante de Hamaker (H)	$3 \cdot 10^{-21} - 4 \cdot 10^{-20} \text{ J}$
Massa específica da partícula (ρ_p)	1,0 – 1,8 g.cm^{-3}
Temperatura Absoluta (T)	298 K
Porosidade (f)	0,36

Fonte: Adaptado de TUFENKJI & ELIMELECH (2004).

A Tabela 3 apresenta a interpretação física e a definição matemática dos adimensionais utilizados nos modelos para cálculo da eficiência inicial de remoção elencados nesta seção e apresentados no quadro resumo da Tabela 4.

Tabela 3: Interpretação física e definição matemática dos adimensionais.

Interpretação Física	Adimensional	Definição Matemática
Número de Stokes relacionado à velocidade de sedimentação em relação à velocidade do fluido.	N_G : Número Gravitacional	$N_G = \frac{d_p^2 (\rho_p - \rho_f) g}{18 \mu U}$
Interação entre a força de London e de van der Waals e a velocidade do fluido na deposição da partícula.	N_{Lo} : Número de London	$N_{Lo} = \frac{4H}{(9\pi d_p^2 \mu U)}$
Representa a combinação entre a influência da força de atração de van der Waals, a força de London e a velocidade do fluido (interceptação).	N_A : Número de atração ou de aderência	$N_A = \frac{H}{(3\pi d_p^2 \mu U)}$
Caracteriza a taxa de energia de interação de van der Waals e a energia térmica da partícula.	N_{vdW} : Número de van der Waals	$N_{vdW} = \frac{H}{KT}$
Parâmetro dependente da porosidade no modelo de Happel.	A_s : Parâmetro de Happel	$A_s = \frac{2(1-\gamma^5)}{2-3\gamma+3\gamma^5-2\gamma^6}$ onde $\gamma = \sqrt[3]{(1-f)}$
Parâmetros dependentes da porosidade no modelo de Lee-Gieske na correção da velocidade superficial.	K_w e p : Parâmetros de Lee-Gieske	$K_w = 1 - 1,8\alpha_f^{1/3} + \alpha_f - 0,2\alpha_f^2$ onde $\alpha_f = 1 - f$ e $p = \frac{(1+2\alpha_f)}{3-3\alpha_f}$
Relação de tamanhos: partícula e coletor.	N_R : Número de interceptação	$N_R = \frac{d_p}{d_c}$
Define a relação entre as forças inerciais e as forças viscosas.	N_{Re} : Número de Reynolds	$N_{Re} = \frac{\rho U d_c}{\mu}$
Relação entre o transporte convectivo e o transporte difusivo.	N_{Pe} : Número de Peclet	$N_{Pe} = \frac{U d_c}{D}$ onde $D = \frac{kT}{(3 \pi \mu d_p)}$

Os parâmetros dos adimensionais são: d_p é o diâmetro da partícula (m); d_c é o diâmetro do coletor (m); ρ_p é a massa específica da partícula (kg.m^{-3}); ρ_f é a massa específica do fluido (kg.m^{-3}); g é a aceleração da gravidade (m.s^{-2}); μ é a viscosidade dinâmica do fluido que para $T = 298 \text{ K}$ ($\text{N.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$); U é a velocidade de aproximação do fluido (m.s^{-1}); H é a constante de Hamaker (J); K é a constante de Boltzmann ($J.K^{-1}$); T é a temperatura absoluta em Kelvin (K); f é a porosidade do meio filtrante (adimensional) e D é o coeficiente de difusividade da equação de Stokes-Einstein ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$).

Tabela 4: Quadro resumo dos modelos para calculo da eficiência inicial de remoção.

Modelo	Equação da eficiência	Equação de filtração	Características
Yao et al.	$\eta = 4N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2}N_R^2 + N_G$	$\frac{C}{C_0} = \exp\left[-\frac{3(1-f)}{2d_c}\alpha\eta L\right]$	Coletor isolado. A velocidade característica é a velocidade de aproximação.
Velocidade Intersticial – <i>Pore Velocity</i> (PV)	$\eta = 4N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2}N_R^2 + N_G$	$\frac{C}{C_0} = \exp\left[-\frac{3(1-f)}{2d_c f}\alpha\eta L\right]$	Coletor em arranjo de pacote. A velocidade característica é a velocidade intersticial.
Yao-Habibian	$\eta = 4A_S^{1/3}N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2}N_R^2 + N_G$ Obs: A equação de filtração é a mesma que para Yao et al.		O termo de difusão é baseado no fluxo em torno de uma esfera concêntrica e em torno do coletor.
Yao-Habibian Modificado (YH) ou Happel Modificado	$\eta = 4A_S^{1/3}N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2}A_S N_R^2 + N_G$ Obs: A equação de filtração é a mesma que para Yao et al.		Os termos de difusão e de convecção são baseados no fluxo em torno de uma esfera concêntrica e do coletor.
Lee-Gieske Modificado (LG)	$\eta = 3,54\left(\frac{f}{K_W}\right)^{1/3}N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2}\frac{f \cdot N_R^2}{K_W(1+N_R)^p} + N_G$ Obs: A equação de filtração é a mesma que para Yao et al.		Os termos de difusão e de convecção são baseados no fluxo em torno de uma esfera concêntrica e do coletor.
Rajagopalan e Tien (RT)	$\eta = 4A_S^{1/3}N_{Pe}^{-2/3} + A_S N_{Lo}^{1/8}N_R^{15/8} + 0,00338A_S N_G^{1/2}N_R^{-2/5}$ Obs: A equação de filtração é a mesma que para Yao et al.		Todos os termos são relacionados ao modelo de esferas concêntricas e inclui todos os efeitos hidrodinâmicos.
Tufenkji e Elimelech (TE)	$\eta = 2,4A_S^{1/3}N_{Pe}^{-0,715}N_R^{-0,081}N_{vdW}^{-0,052} + 0,55A_S N_A^{0,125}N_R^{1,675} + 0,22N_G^{1,11}N_R^{-0,24}N_{vdW}^{0,053}$ Obs: A equação de filtração é a mesma que para Yao et al.		Todos os termos são relacionados ao modelo de esferas concêntricas e inclui todos os efeitos hidrodinâmicos.

C e C_0 representam a concentração afluente e efluente ao filtro, respectivamente.

3.5.2.8. Modelos Eletrocinéticos (ME)

Alguns modelos, como os propostos por ELIMELECH (1992), BAI & TIEN (1999) e BERGENDAHL & GRASSO (2000) consideram parâmetros eletrocinéticos que utilizam medidas do Potencial Zeta para quantificar as interações de superfície entre as partículas e os coletores – força de van der Waals e da dupla camada elétrica (DCE).

Para o caso de superfícies favoráveis à remoção da partícula, a eficiência inicial de remoção pode ser definida pela eq. (32) (TOBIASON & O'MELIA, 1988):

$$\eta = \frac{\lambda_0}{(\lambda_0)_f} \quad (32)$$

onde λ_0 é o coeficiente inicial do filtro (m^{-1}) e $(\lambda_0)_f$ é o coeficiente inicial do filtro sob condições favoráveis às interações superficiais (m^{-1}).

Enquanto o coeficiente inicial do filtro sob condições favoráveis $(\lambda_0)_f$ não pode ser facilmente determinado, o coeficiente inicial do filtro pode ser obtido experimentalmente, através da eq. (33):

$$\lambda_0 = \lim_{t \rightarrow 0} \left(-\frac{1}{L} \right) \ln \frac{C}{C_0} \quad (33)$$

onde L é a altura do leito filtrante (m).

BAI & TIEN (1999) desenvolveram uma correlação para a determinação da eficiência inicial de remoção baseado em diversos dados experimentais obtidos para partículas maiores e menores que $1\mu m$:

$$\eta = 1,0118 \cdot 10^{-3} N_{Lo}^{0,8459} N_{E1}^{-0,2676} N_{E2}^{3,8328} N_{DL}^{1,6776} \quad (34)$$

A eq. (34) apresenta três novos adimensionais que estão ligados às interações de superfície entre coletores e partículas, a saber:

$$N_{E1} = \frac{\varepsilon_a \varepsilon_0 (\zeta_p^2 + \zeta_c^2)}{(3 \pi \mu u d_p)} \quad (35)$$

$$N_{E2} = \frac{2 \zeta_p \zeta_c}{(\zeta_p^2 + \zeta_c^2)} \quad (36)$$

$$N_{DL} = \kappa d_p \quad (37)$$

onde ε_a é permissividade relativa do fluido ($\text{c}^2 \cdot \text{N}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$); ε_0 é a permissividade absoluta (vácuo) ($\text{c}^2 \cdot \text{N}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$); ζ_p é o potencial zeta da partícula (V); ζ_c é o potencial zeta do coletor (V) e κ é a espessura da dupla camada elétrica ou comprimento de Debye (m^{-1}).

A espessura da dupla camada elétrica ou comprimento de Debye (κ) é expressa, no S. I., pela eq. (38) (ELIMELECH, 1992):

$$\kappa = \left[\frac{(2 \cdot 10^3 e^2 N_{Avogadro} I)}{(\varepsilon_a \varepsilon_0 k T)} \right]^{1/2} \quad (38)$$

onde e é a carga elementar do elétron (C), $N_{Avogadro}$ é o número de Avogadro (mol^{-1}) e I é a força iônica em $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$.

As eq. (35) e (36) são chamados de primeiro e segundo parâmetros electrocinéticos, respectivamente, ao passo que a eq. (37) é chamada de parâmetro de força da dupla camada.

3.2.5.9. Discussão dos Modelos para o Cálculo da Eficiência Inicial de Remoção

Os modelos da análise das trajetórias, entretanto, possuem limitações em abarcar as inúmeras alternativas para o processo de filtração direta na produção de água para o abastecimento, limitando-se à proposição de um modelo para o cálculo da eficiência inicial de remoção, na fase inicial do ciclo de filtração do leito filtrante (leito limpo). Isto se dá em virtude das características particulares de cada tipo de água, bem como das diversas possibilidades para as condições químicas às quais a água bruta é submetida nas etapas de pré-filtração (AMIRTHARAJAH, 1988) (O'MELIA, 1978).

Entre os fatores que limitam a utilização generalizada das teorias baseadas nas trajetórias poder-se-ia mencionar condições químicas e físicas.

Entre as características químicas que merecem destaque podem-se mencionar: a ampla faixa possível para a força iônica, a heterogeneidade química, as impurezas existentes no meio filtrante, as condições de desestabilização química do pré-tratamento – mesmo para os modelos que contemplam as condições desfavoráveis à remoção de partículas e que incluem medidas de potenciais eletroquímicos (potencial Zeta), como o de BAI E TIEN (1999) – entre outros.

Entre as características físicas podem-se elencar: a rugosidade superficial do coletor e da partícula, o fato de que algumas variáveis físicas são arbitrariamente especificadas, bem como a ampla variação de seus valores (BAI E TIEN, 1999).

Entretanto, muitos autores têm obtido bons resultados em quantificar a eficiência inicial de remoção com os modelos propostos nesta seção.

Além deste fato, mais recentemente, tem-se utilizado ferramentas computacionais mais poderosas como programas do tipo CFD (*Computational Fluid Dynamics*) para a descrição do processo de filtração, considerando-se diversos aspectos hidrodinâmicos e geométricos que enseja (TA, 2001).

3.6. Balanço de Massa

Para a compreensão do processo de filtração, pode-se partir da abordagem típica para meios porosos, cuja equação geral conservativa de espécies presentes no meio poroso é (BEAR, 1972):

$$\frac{\partial M}{\partial t} + \vec{U} \times \text{grad} \vec{C} = \text{div} \left(f \vec{D} \times \text{grad} \vec{C} \right) \quad (39)$$

onde M é a massa total por unidade de volume do leito filtrante (kg.m^{-3}); C é a concentração de soluto na fase líquida (kg.m^{-3}); f é a porosidade (adimensional); \vec{D} é coeficiente difusivo (ou dispersivo) hidrodinâmico, que incorpora a difusão e a dispersão mecânica ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$).

No contexto da filtração, entretanto, a massa total existe em duas fases: a fase líquida – massa contida na água – e a fase sólida – massa retida no meio filtrante.

A massa total (por unidade de volume) pode ser definida como sendo $M = C f + \sigma_{m/v}$ onde M é a massa total por unidade de volume; C é a concentração na fase líquida (massa por volume); f é a porosidade e $\sigma_{m/v}$ é o depósito específico que representa a massa retida em todo o volume do meio filtrante (massa por unidade de volume).

Verifica-se que no processo de filtração, o escoamento ocorre, geralmente, num sentido preferencial, seja de cima para baixo – filtração descendente – seja de baixo para cima – filtração ascendente.

Para efeitos de simplificação, pode-se dispensar as duas outras direções (inclusive a dispersão radial) que existem no escoamento. Portanto, para uma dimensão, a eq. (39) pode ser reduzida na equação (Figura 13):

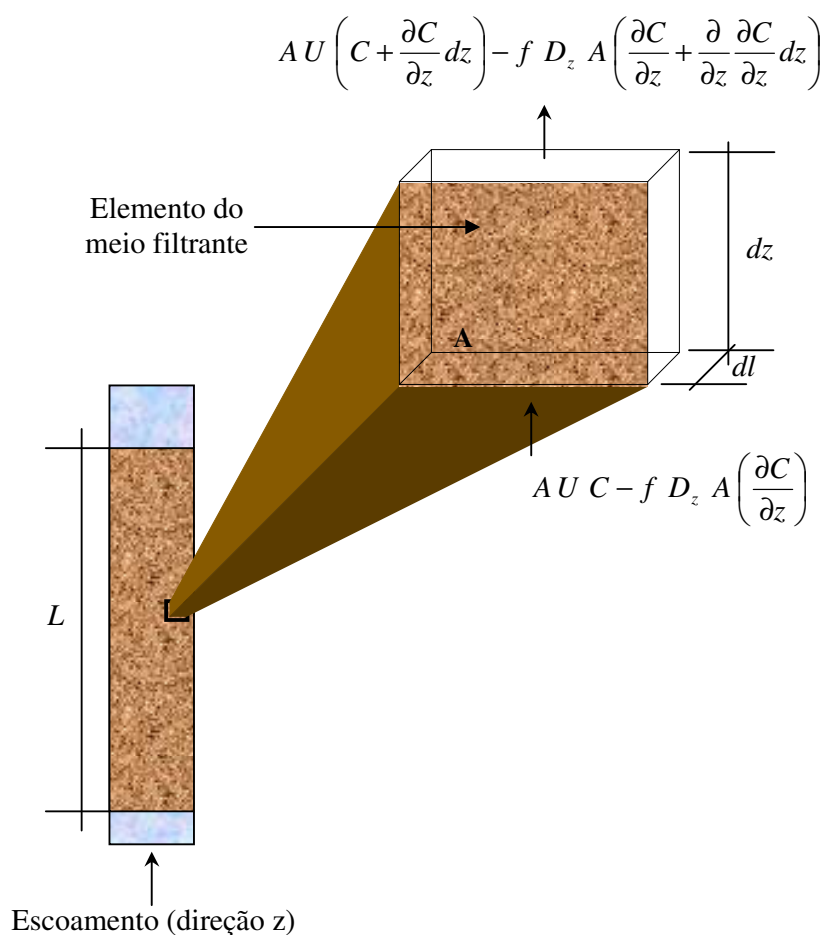


Figura 13: Elemento infinitesimal do leito filtrante para o balanço de massa.

$$\frac{\partial(C f + \sigma_{m/v})}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(f D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (40)$$

onde D_z é a difusão na direção (z) do escoamento, conforme Figura 13.

Também se pode chegar à eq. (40), à partir do balanço de massa: Taxa de acumulação é igual ao escoamento que entra menos o escoamento que sai através do elemento infinitesimal, para velocidade (taxa de filtração) constante que adentra o elemento cúbico infinitesimalmente pequeno de leito filtrante de área A e de espessura dl , conforme mostrado na Figura 13.

Na Figura 13, o elemento é atravessado por um escoamento de massa ($f C A dl$), tendo sido retido em seu interior massa igual a ($\sigma_{m/v} A dl$), conforme a equação (41):

$$\frac{\partial}{\partial t} [A dz (C f + \sigma_{m/v})] = \left[AUC - A f D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right] - \left\{ \begin{array}{l} \left[A U \left(C + \frac{\partial C}{\partial z} dz \right) \right] - \\ A f D_z \left(\frac{\partial C}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \frac{\partial C}{\partial z} dz \right) \end{array} \right\} \quad (41)$$

Resolvendo os termos da eq. (41), retirando-se ($A dz$) do diferenciando do termo à esquerda – a área e a altura não variam com o tempo – e dividindo-se todos os termos por ($A dz$), obtém-se a eq. (42) que é igual à eq. (40), como era esperado:

$$\frac{\partial(C f + \sigma_{m/v})}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(f D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (42)$$

Entretanto, usualmente considera-se as seguintes simplificações à equação de filtração – eq. (40):

- I. A difusão (D_z) pode ser desprezada em relação à convecção;
- II. A concentração na fase aquosa ($f C$) é pequena se comparada à massa retida ($\sigma_{m/v}$).

As simplificações acima mencionadas merecem algumas considerações pormenorizadas.

I. A difusão (D_z) pode ser desprezada em relação à convecção:

Para a validação desta simplificação, pode-se recorrer à definição do número de Peclet (N_{Pe}) – Tabela 3. No escoamento de fluidos para baixo número de Reynolds (N_{Re}) – Quadro 1 – ou seja, $N_{Re} < 1$, o inverso do número de Peclet (N_{Pe})⁻¹ é praticamente constante, entre 0,5 e 1,0 (LEVEAU, 2001).

Para exemplificar, pode-se tomar uma camada de 1 m de areia de granulometria igual a 1 mm de diâmetro bem como o valor de N_{Pe} ⁻¹ igual a 1. Isto corresponderia a um valor de N_{Pe} da ordem de 1000 para $\frac{d_p}{L}$ da ordem de 10^{-3} – valor típico para filtração. Este valor do número de Peclet permite que a difusão seja desconsiderada, com razoável margem de segurança (LEVEAU, 2001).

II. A concentração na fase aquosa ($f C$) é pequena se comparada à massa retida ($\sigma_{m/v}$):

Para o primeiro estágio do ciclo de filtração (maturação) esta simplificação não é válida em virtude do baixo volume de massa retida no meio filtrante. Entretanto, se considerarmos que o estágio de maturação representa uma parcela muito pequena dentro do inteiro ciclo de filtração, pode-se, portanto, adotar esta simplificação sem comprometer o modelo de filtração.

Além deste fato, acresce-se que este trabalho utilizou uma água bruta de elevada concentração (número de partículas). Para exemplificar: seja a concentração de partículas na água bruta ($f C$ ou simplesmente C) da ordem de 60 mg.L^{-1} em um filtro com uma área (A) de seção transversal (circular) igual a $0,0065 \text{ m}^2$, como os filtros (FAAG e FAP) utilizados neste trabalho (91 mm de diâmetro interno), e altura de 0,2 m (p.ex. uma das camadas do filtro) e uma taxa de filtração (U) de $120 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

Assumindo-se que a eficiência de remoção de sólidos (η) seja uniformemente homogênea ao longo da profundidade e da ordem de 80%, então pode-se concluir que a massa total removida (m_t) e o depósito específico do meio filtrante ($\sigma_{m/v}$), para um tempo (t) de ciclo de filtração de trinta minutos, sejam iguais às eq. (43) e (44), respectivamente:

$$m_t = \eta C U A t = \frac{0,8 \cdot 60.000 \cdot 120 \cdot 0,0065 \cdot 30}{1440} = 780mg \quad (43)$$

$$\sigma_{m/v} = \frac{780}{0,0065 \cdot 0,2} \left[\frac{mg}{m^3} \right] = 600 mg.L^{-1} \gg C = 60mg.L^{-1} \quad (44)$$

O exemplo mostra claramente que, em apenas trinta minutos, o valor do depósito específico ($\sigma_{m/v}$) ou a massa (total de partículas) retida em todo o volume do leito é 10 vezes maior que a concentração de partículas na água bruta ($f C$).

Deve-se, ainda, mencionar o fato de que neste trabalho a duração dos ciclos (carreiras) de filtração situa-se entre 8 e 60 horas, fato que corrobora a simplificação ora discutida.

3.7. Modelos Empíricos ou Fenomenológicos

Os modelos fenomenológicos têm sido largamente utilizados para descrever o fenômeno da filtração. IWASAKI (1937) encontra-se entre os primeiros a formular a remoção de partículas suspensas por um meio filtrante granular de área de seção transversal constante a partir de duas principais equações: a equação da continuidade e a equação cinética.

As equações da continuidade e cinética descrevem a variação de massa ou concentração de partículas, ou seja, o balanço de massa entre os sólidos removidos da suspensão e os depositados no meio filtrante ao longo da carreira (ou ciclo) de filtração.

A formulação utilizada por IWASAKI (1937) pode ser observada nas eq. (45) e (46), desenvolvidas, como observado, tanto para regime permanente como para regime transiente:

$$U \frac{\partial C}{\partial z} + \frac{\partial \sigma_a}{\partial t} = 0 \quad (45)$$

$$\frac{\partial C}{\partial z} = -\lambda C \quad (46)$$

onde σ_a é o depósito específico absoluto, dado em massa de sólidos retidos por unidade de volume de meio filtrante (kg.m^{-3}) e λ é o coeficiente de filtração ou módulo de impedimento (m^{-1}).

O coeficiente de filtração é uma medida empírica que relaciona a retenção da concentração de partículas ou impurezas no meio filtrante em relação à concentração inicial, e é função do volume dos sólidos retidos.

A eq. (45) pode ser rescrita, considerando-se a influência da porosidade dos sólidos retidos:

$$U \frac{\partial C}{\partial z} + (1 - f_d) \frac{\partial \sigma}{\partial t} = 0 \quad (47)$$

onde f_d é a porosidade dos sólidos depositados e σ é o depósito específico (kg.m^{-3}).

O depósito específico se relaciona com o depósito específico absoluto e a porosidade

dos sólidos retidos, através da seguinte relação:

$$\sigma = \frac{\sigma_a}{1 - f_d} \quad (48)$$

Posteriormente, Horner em 1968, utilizou a definição da eq. (48) para mudar a eq. (47), atribuindo-lhe maior precisão e adequação ao processo de filtração, conforme a eq. (49), cuja solução por série pode ser encontrada no ANEXO A (HORNER, 1986):

$$U \frac{\partial C}{\partial z} + f \frac{\partial C}{\partial t} + (1 - f_d - C) \frac{\partial \sigma_{v/v}}{\partial t} = 0 \quad (49)$$

onde f é a porosidade do meio filtrante e é igual a $(f_0 - \sigma_{v/v})$; $\sigma_{v/v}$ é o depósito específico em unidade de volume de massa por unidade de volume de fluido e que f_0 é a porosidade inicial.

Desde que a eq. (49) foi proposta, muitos autores tem-na endossado (ADIN & REBHUN, 1977) (ADIN & REBHUN, 1987) (BAI & TIEN, 1997).

A parcela transiente para a concentração ora introduzida pela eq. (49) – $\left(f \frac{\partial C}{\partial t} \right)$

– sofre a influência da porosidade, assim como a concentração altera a parcela transiente do depósito.

Evidentemente, a relação entre λ e σ é a questão que tem suscitado muitas propostas de funções e equações. Entre as mais comumente adotadas se encontra a de SEMBI & IVES, (1983), conforme eq. (50):

$$\lambda = \lambda_0 \left(1 + \beta_G \frac{\sigma_{v/v}}{f_0} \right)^y \left(1 - \frac{\sigma_{v/v}}{f_0} \right)^w \left(1 - \frac{\sigma}{\sigma_u} \right)^x \quad (50)$$

onde λ_0 é o valor do coeficiente de filtração para $t = 0$ (condição inicial) (m^{-1}); β_G é uma constante empírica que depende da forma e do modelo geométrico do coletor (adimensional); σ_u é chamado de depósito específico último, que ocorre quando a eficiência de remoção do filtro é zero; y , w e x são índices empíricos.

Para determinar o valor do depósito específico (σ) é necessário ter o valor da porosidade dos sólidos depositados (f_d), conforme eq. (48), o que, experimentalmente, pode ser bastante trabalhoso, dependendo da natureza das impurezas ou das partículas.

SEMBI & IVES, (1983) propuseram adicionalmente uma forma de se obter o valor do depósito específico em função do depósito específico em massa por unidade de volume do meio filtrante ($\sigma_{m/v}$), através das seguintes relações (OJHA & GRAHAM, 1992):

$$\sigma = b \sigma_{m/v} \quad (51)$$

$$b \sigma_{m/v} = A_1 \sigma_{m/v} + A_2 \sigma_{m/v}^2 + A_3 \sigma_{m/v}^3 + \dots + A_n \sigma_{m/v}^n \quad (52)$$

onde b é um fator que converte a concentração em massa para volume (ocupado pelo material retido); $A_1, A_2, A_3, \dots, A_n$ são constantes e n é a ordem do polinômio.

Outros autores, entretanto, propuseram abordagens diversas para a resolução tanto para a eq. (47) como para a eq. (49) (OJHA & GRAHAM, 1993) (SEMBI & IVES, 1983).

3.7.1. Modelos Cinéticos

Assim como os modelos baseados na análise das trajetórias e os modelos fenomenológicos, os modelos cinéticos são abordados sob diversas formas por variados autores (ADIN & REBHUN, 1977) (VAN DE VEN, 1998) (BAI & TIEN, 1997) (BERGHANDAL & GRASSO, 2000).

Entre os modelos cinéticos que consideram a aderência e o desprendimento, o apresentado por VAN DE VEN (1998) obedece a uma equação cinética de primeira ordem, onde desprendimento e aderência ocorrem simultaneamente:

$$\frac{dN}{dt} = k_{dep} \cdot n - k_{bl} \cdot N \cdot n - k_{det} \cdot N \quad (53)$$

onde: k_{dep} é a taxa de deposição de partículas (n); k_{bl} é a taxa correspondente ao mecanismo de desprendimento pela colisão entre a partícula que chega com a partícula aderida; N é o número de partículas aderidas ao coletor; n é o número de partículas que chegam com o fluido e k_{det} é a taxa de desprendimento, relativo ao desprendimento de partículas já aderidas ao coletor.

Nesta abordagem, a perda de carga (ou o gradiente hidráulico) não é considerada na formulação.

Combinando-se a abordagem fenomenológica e a abordagem cinética, para leito limpo no caso da aderência de partículas, que é descrita pela expressão cinética baseada nas observações experimentais, a concentração de partículas decresce exponencialmente com a espessura (z), conforme mostrado na eq. (53) (LEVEAU, 2001).

Na eq. (54), λ_0 é o coeficiente do filtro limpo considerado constante no primeiro estágio da filtração. Isto corresponde a uma cinética de primeira ordem para a taxa de depósito, cuja variação da concentração é função da profundidade e do tempo (z, t):

$$\frac{\partial \sigma}{\partial t} = \lambda_0 \cdot U \cdot C(z, t) \quad (54)$$

Posteriormente, ADIN & REBHUN (1987) incluíram um termo que expressa o desprendimento durante a filtração, conforme a equação (55):

$$\frac{\partial \sigma}{\partial t} = \lambda(t) U C(z, t) - K_d \sigma \quad (55)$$

em que K_d é a constante do depósito (s^{-1}).

No caso do leito com depósito assume-se que o gradiente hidráulico no filtro desempenha um papel importante na cinética do desprendimento dos flocos (ou partículas), conforme a expressão (ADIN & REBHUN, 1987):

$$\frac{\partial \sigma}{\partial t} = \lambda(t) \cdot U \cdot C(z, t) - K_d \cdot \sigma \cdot J \quad (56)$$

Nesta expressão, o termo de desprendimento é proporcional ao depósito e ao gradiente hidráulico, fato investigado por ADIN & REBHUN, (1987) em experimentos no estágio de traspasse e nas características do processo de deposição das partículas. O coeficiente do filtro é variável no tempo e J é o gradiente hidráulico, conforme eq. (57):

$$J(z, t) = \left[\frac{\partial H}{\partial z} \right]_{z, t} \quad (57)$$

onde H é a perda de carga (m) e z é altura (m).

BAI & TIEN (2000) identificaram dois tipos de interação entre os coletores e as partículas: interação favorável entre coletor e partícula e interação favorável entre partícula e partícula. Estas interações são expressas na eq. (58):

$$\frac{\partial \sigma}{\partial t} = U C \lambda_{fav} \left(\frac{\lambda_{p-p}}{\lambda_{fav}} \cdot r + \frac{\lambda_{c-p}}{\lambda_{fav}} \cdot (1-r) \right) \quad (58)$$

onde r é a fração da superfície do coletor coberta por partículas aderidas (adimensional); λ_{p-p} é o coeficiente de interação entre partícula – partícula (m^{-1}); λ_{c-p} é o coeficiente que expressa a interação entre coletor e partícula (m^{-1}) e λ_{fav} é o coeficiente que expressa a interação favorável entre partícula – partícula ou entre coletor e partícula (m^{-1}).

Posteriormente, a eq. (58) foi rearranjada, o que resultou na simplificação no número de coeficientes. Restou um parâmetro relacionado com a área do coletor coberta por partículas – o fator de área superficial livre – e um parâmetro que expressa a característica do depósito (σ_u – depósito último).

Embora, BAI & TIEN (2000) tenham proposto a modelação de diversos tipos de interação entre as partículas e/ou coletores em condições favoráveis e desfavoráveis à remoção de partículas, não apresentaram comparação entre os modelos e dados experimentais.

3.7.2. Modelos Semi-Empíricos

O'MELIA & ALI (1978) propuseram um modelo semi-empírico para o estágio de maturação baseado no conceito de que as partículas já removidas pelo coletor servem também como coletores adicionais. A formulação proposta por O'MELIA & ALI (1978) adiciona o termo de remoção de partículas, partículas já aderidas, ao cálculo da eficiência de remoção do coletor.

Durante o ciclo ou carreira de filtração, o número de partículas (N) (#) está associado aos coletores no modelo de O'MELIA & ALI (1978), portanto a eficiência de contato - η_c (que pode ou não resultar em retenção), será dada pela eq. (59):

$$\eta_c = \eta_0 + N \eta_p \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^2 \quad (59)$$

onde: η_0 é a eficiência inicial de remoção (adimensional) e η_p é a eficiência das partículas que atuam como coletores (adimensional). A eficiência devida à atuação das partículas na retenção de outras partículas (η_p) é dada por:

$$\eta_p = \frac{\frac{\partial N}{\partial t}}{C_r U d_p^2 \frac{\pi}{4}} \quad (60)$$

onde: C_r é a concentração de partículas retidas (ou não perturbadas) por unidade de volume (kg.m^{-3} ou $\#.m^{-3}$). A eficiência de remoção é expressa em termos de um coletor esférico isolado.

Considerando que de todas as partículas, apenas uma fração destas são coletadas ou retidas no coletor e que efetivamente podem atuar como coletores (β), a taxa de variação de partículas retidas é dada por:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \beta \alpha \eta_0 C_r U d_p^2 \left(\frac{\pi}{4} \right) \quad (61)$$

onde: β é a fração de partículas que atuam como coletores de outras partículas; α é o coeficiente de aderência.

A abordagem de O'MELIA & ALI (1978) demonstra que a eficiência de remoção aumenta com a retenção de partículas, o que concorda com o perfil geral do ciclo de filtração.

Isto permitiu uma modelação semi-empírica da filtração e ofereceu uma oportunidade para pesquisadores posteriores aprimorarem o modelo inicial:

- Meios porosos saturados (TARE & VENKOBACHAR, 1985) (VIGNESWARAN & TULACHAN, 1988) (TOBIASON & VIGNESWARAN, 1994);
- Desprendimento (VIGNESWARAN & CHANG, 1986);
- Introdução de um limite de deposição (LEVEAU, 2001).

THOMAS et al. (1992) e posteriormente, STEVENSON (1997) e outros autores, propuseram em seus modelos a utilização de um outro mecanismo de desprendimento: o do caminho preferencial (em inglês *wormhole*).

Este mecanismo de desprendimento ocorre pela passagem do escoamento no leito filtrante através de canais ou caminhos que se formam no interior do leito filtrante e que pode comprometer a eficiência da filtração. O fenômeno da “avalanche” pode estar associado a este mecanismo de desprendimento.

Este modelo será abordado de forma mais detalhada no capítulo 4, onde será apresentado o modelo matemático de remoção de partículas adotado neste trabalho.

3.8. Modelos de Perda de Carga na Filtração

Após quinze anos da publicação de Poiseuille (em 1841), Darcy (em 1856) publicou seu trabalho sobre perda de carga em meios porosos. Os dois trabalhos apresentavam paralelismos entre si. Em seu trabalho, Poiseuille observou que o escoamento em um tubo capilar era diretamente proporcional à carga hidráulica que agia no tubo e inversamente proporcional ao seu comprimento.

Entretanto, foi Darcy que equacionou esta relação entre a perda de carga e o comprimento (ou altura) aplicado ao escoamento através de um meio poroso (areia). Por este motivo, esta relação recebe o nome de equação ou Lei de Darcy, conforme Figura 14 e a eq. (62) (TRUSSELL & CHANG, 1999):

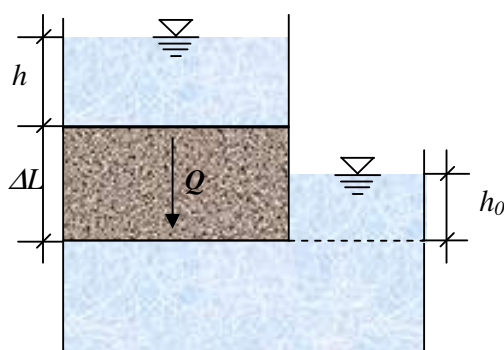


Figura 14: Esquema simplificado do filtro utilizado no experimento de Darcy.
Fonte: Adaptado de TRUSSELL & CHANG (1999).

$$Q = \frac{K_h A}{\Delta L} (h + \Delta L - h_0) \quad (62)$$

onde: Q é a vazão que passa pelo meio poroso ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); K_h é um coeficiente de proporcionalidade também chamado de condutividade hidráulica de Darcy, que depende do tipo de material filtrante ou meio poroso ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$); A é a área em planta do meio filtrante (m^2); ΔL é a altura do meio poroso (m); h é a altura da lâmina de água acima do leito filtrante (m) (afluente ao filtro) e h_0 é a altura de água abaixo do leito filtrante (m) (efluente ao filtro) – conforme Figura 14.

Na eq. (62), a condutividade hidráulica (K_h) também depende das propriedades do fluido, além das características do meio poroso. Os valores típicos de K_h para areia utilizada na filtração de águas para fins de abastecimento variam entre 10^{-6} e 10^{-2} m.s⁻¹.

Se a perda de carga (Δh) for definida como sendo igual a $h + \Delta L - h_0$, tem-se a Lei de Darcy na forma mais usualmente encontrada, conforme eq. (63):

$$\frac{Q}{A} = U = K_h \left[\frac{\Delta h}{\Delta L} \right] \quad (63)$$

Para uma aplicação em um único tubo capilar, partindo-se do conceito de que o meio poroso pode ser encarado como uma coleção de inúmeros tubos capilares paralelos que atravessam toda a profundidade do meio filtrante (ΔL), a relação pode ser descrita conforme eq. (64):

$$\left[\frac{\Delta h}{L_{capilar}} \right] = 32 \left[\frac{\mu}{\rho_f g} \right] \frac{V_{capilar}}{d_{capilar}^2} \quad (64)$$

onde $L_{capilar}$ é a altura de capilaridade (igual à altura $-\Delta L$ – da Figura 14) (m); μ é a viscosidade dinâmica da água (kg.m⁻¹.s⁻¹); ρ_f é a massa específica da água (kg.m⁻³); g é a aceleração da gravidade (m.s⁻²); $V_{capilar}$ é a velocidade do fluido no capilar (m.s⁻¹) e $d_{capilar}$ é o diâmetro interno do capilar (m).

Entretanto, como a velocidade no meio poroso não pode ser comparada com a velocidade dentro do capilar, pode-se aproximar para uma velocidade média nos espaços vazios do meio poroso, conforme eq. (65):

$$V_{capilar} = \frac{U}{f} = \frac{Q}{A f} \quad (65)$$

onde A é a área da seção transversal do meio filtrante.

Posteriormente, foi definida a superfície específica para o meio filtrante como sendo a relação entre a área da superfície do meio poroso e o volume ocupado por este, conforme eq. (66):

$$S_e = \frac{A_{\text{superficial}}}{\text{Volume}_{\text{superficial}}} = \frac{A_{\text{superficial}}}{L A (1-f)} \quad (66)$$

onde: S_e é a superfície específica (m^{-1}); $A_{\text{superficial}}$ é a área do meio filtrante (m^2); L é a altura do meio filtrante (m); A é a área em planta do meio filtrante (m^2).

Desta forma o raio hidráulico (R_h) pode então ser definido como:

$$R_h = \frac{f}{S_e(1-f)} \quad (67)$$

Para um tubo circular, $R_h = \frac{d}{4}$, o diâmetro interno do capilar será igual à:

$$d_{\text{capilar}} = \left(\frac{4}{S_e} \right) \left[\frac{f}{(1-f)} \right] \quad (68)$$

Combinando-se as equações (63), (64), (67) e (68), pode-se obter a eq. (69) para a perda de carga em meio poroso:

$$\left[\frac{\Delta h}{\Delta L} \right] = 32 \left[\frac{\mu}{\rho_f g} \right] \left\{ \left(\frac{S_e}{4} \right) \left[\frac{(1-f)}{f} \right] \right\}^2 \left[\frac{U}{f} \right] \quad (69)$$

Acrescentando-se um coeficiente que expressa a tortuosidade do fluxo no interior do meio filtrante (k_t), ou fator de correção do fluxo (adimensional), e rearranjando-se a eq. (69), obtém-se a eq. (70) ou ainda a eq. (71) nas suas formas mais conhecidas, para expressar a perda de carga para meio filtrante:

$$\left[\frac{\Delta h}{\Delta L} \right] = 2 k_t \left[\frac{\mu}{\rho_f g} \right] \left[\frac{(1-f)^2}{f^3} \right] S_e^2 U \quad (70)$$

e

$$\left[\frac{1}{K_h} \right] = 2 k_t \left[\frac{\mu}{\rho_f g} \right] \left[\frac{(1-f)^2}{f^3} \right] S_e^2 \quad (71)$$

A eq. (71) é conhecida como a equação de Carman-Kozeny, onde a condutividade hidráulica (K_h) é expressa em função das características do meio filtrante e do fluido e k_t recebe o nome de constante de Kozeny, cujo valor para meios porosos de areia varia entre 2 e 3. O valor de 2,5 é freqüentemente utilizado para a constante de Kozeny (k_t) ou $2 \times 2,5 = 5 = K_h$ (TRUSSELL & CHANG, 1999).

Para material poroso esférico, a superfície específica será $S_e = \left(\frac{6}{d_{esfera}} \right)$ e portanto, a condutividade hidráulica para material poroso esférico será $\left[\frac{1}{K_{h_{esférico}}} \right] = 180 \left[\frac{\mu}{\rho_f g} \right] \left[\frac{(1-f)^2}{f^3} \right] \left[\frac{1}{d_{esfera}} \right]^2$ e a equação para perda de carga é igual a:

$$\left[\frac{\Delta h}{\Delta L} \right] = 180 \left[\frac{\mu}{\rho_f g} \right] \left[\frac{(1-f)^2}{f^3} \right] \left[\frac{1}{d_{esfera}} \right]^2 U \quad (72)$$

TRUSSELL & CHANG (1999), confirmaram que a formulação proposta por Kozeny, a partir da lei de Darcy – equação (68) – é válida para número de Reynolds menores que 1. Neste regime, também conhecido como regime de arrasto, a perda de carga é dada, principalmente, pelo arrasto que ocorre na superfície do coletor.

Para número de Reynolds um pouco maiores, entretanto, começam a ocorrer perdas em forma de vórtices turbulentos, o que acarreta abruptas mudanças nos perfis de velocidade nas seções transversais dos escoamentos. Em uma faixa do número de Reynolds entre 1 e 100, o regime de escoamento chama-se Regime de Forchheimer, que exige a adição de um termo não linear à eq. (69).

Número de Reynolds maiores que 100, caracterizam escoamentos na transição entre laminar e turbulento ou então regimes puramente turbulentos. Para a filtração, entretanto, o número de Reynolds se situa numa faixa entre 0,5 e 50 (TRUSSELL & CHANG, 1999), o que a coloca, quase inteiramente, no regime de Forchheimer.

Ergun e Orning propuseram uma equação a partir da formulação de Kozeny – eq. (69) – para o Regime de Forchheimer. Neste regime, ocorre o início da transição da dominação das forças viscosas para as forças cinéticas. Maiores detalhes serão abordados no capítulo 4, na apresentação do modelo matemático de perda de carga adotado neste trabalho.

Posteriormente, ERGUN, (1952) acrescentou o fator de forma, ou superfície específica na formulação. Segundo TRUSSELL & CHANG (1999), a equação de ERGUN (1952), relaciona a perda de carga e a taxa de filtração de forma “suave e contínua” na região do escoamento conhecido como Regime de Forchheimer, conforme eq. (73):

$$\left[\frac{\Delta h}{\Delta L} \right] = k_{h1} \left[\frac{\mu}{\rho_f g} \right] \left[\frac{(1-f)^2}{f^3} \right] \left[\frac{1}{d_{esfera}} \right]^2 U + k_{h2} \left[\frac{1}{g} \right] \left[\frac{(1-f)}{f^3} \right] \left[\frac{1}{d_{esfera}} \right] U^2 \quad (73)$$

onde k_{h1} e k_{h2} são constantes de proporcionalidade, para as quais ERGUN (1952) encontrou valores iguais a 150 e 1,75, respectivamente. Valores entre 110 e 245 para k_{h1} e entre 1,3 e 5,3 para k_{h2} , também têm sido encontrados na literatura (TIEN, 1989) (TRUSSELL & CHANG, 1999).

STEVENSON (1997) notou que a velocidade (taxa de filtração) e a porosidade têm grande influência na perda de carga e que exige o uso do termo não linear para a filtração no Regime de Forchheimer.

Esta tese e outros trabalhos mostram claramente que a maior parte da perda de carga se dá nas primeiras camadas de filtração, ou ainda na camada suporte para o caso da filtração direta ascendente, entretanto outros parâmetros afetam a perda de carga na filtração (HUNT et al., 1993) (KURODA, 2002) (DI BERNARDO, A. S, 2004).

A maior parte da perda de carga observada no filtro ocorre em suas primeiras camadas, o que permanece verdadeiro mesmo durante o restante do ciclo (ou carreira) de filtração. O mesmo ocorre com a deposição de partículas ou impurezas.

TOBIASON & VIGNESWARAN (1994) notaram que as partículas maiores depositam nos primeiros centímetros da primeira camada do leito filtrante ao passo que as partículas de tamanho crítico – inferiores a 1 μm – penetram mais fundo, ou seja, nas camadas posteriores.

Obviamente fatores como a granulometria, o uso ou não de polímeros, o tipo e a dosagem de coagulante podem determinar o perfil da perda de carga durante o ciclo de filtração, a taxa de filtração, o tamanho e a distribuição do tamanho de partículas.

Embora, as altas taxas de filtração tendam a produzir altos valores absolutos de perda de carga, geralmente conduzem a baixos valores de perda de carga relativa ou normalizada (h/h_0) por unidade de massa retida no meio filtrante (HUNT et al., 1993).

Segundo LEVEAU (2001), duas explicações são possíveis para este fato:

- Primeiramente, em altas taxas de filtração ocorre a redução da eficiência de remoção de partículas devido à penetração destas partículas nas camadas mais profundas no leito filtrante o que torna mais homogênea a distribuição de partículas ao longo do leito filtrante, destarte conduzindo a baixos valores de perda de carga relativa;
- Em segundo lugar, com a maior velocidade, o mecanismo de sedimentação predomina sobre efeitos difusivos provocando um depósito de partículas no meio filtrante mais compacto.

O'MELIA & ALI (1978) já haviam observado que as partículas menores conduziam a maiores valores de perda de carga se comparado a partículas maiores, para mesma massa retida. DARBY & LAWLER (1990) fizeram a mesma observação e atribuíram à maior área superficial de contato com o fluido a explicação para este fato, o que conduziu à introdução do diâmetro das partículas na maior parte das formulações para a perda de carga na filtração.

HUNT et al. (1993) também verificaram que embora o volume de massa retida no leito filtrante fosse constante, ocorria um aumento na perda de carga. A explicação pode residir na natureza dinâmica da retenção de partículas.

O fluido modifica as características da massa depositada, uma vez que os mecanismos de aderência e desprendimento ocorrem simultaneamente no leito e pode proporcionar o rearranjo e a compactação do depósito de partículas (ou impurezas), embora a variação total de massa no volume de leito seja nula.

Com base na eq. (43) de Carman-Kozeny, TIEN & PAYATAKES (1979) propuseram uma formulação para a perda de carga durante a acumulação de partículas no meio filtrante, a partir da variação da porosidade e do diâmetro do coletor que agrega partículas durante o ciclo de filtração, conforme eq. (74):

$$\left[\frac{\Delta h}{\Delta h_0} \right] = \left(\frac{d_{c_0}}{d_c} \right)^2 \left[\frac{f_0^3 (1-f)^2}{f^3 (1-f_0)^2} \right] \quad (74)$$

onde: Δh_0 é a perda de carga inicial (no leito limpo); d_{c_0} é o diâmetro original do coletor; d_c é o diâmetro atual do coletor, supondo que tenha agregado em torno de si partículas e f_0 é a porosidade inicial, ao passo que f é a porosidade atual do leito filtrante.

A variação no diâmetro do coletor é dada por:

$$\left(\frac{d_{c_0}}{d_c}\right) = \left[\frac{1-f}{1-f_0}\right]^{\frac{1}{3}} \quad (75)$$

Ao assumir constante a porosidade do material aderido no leito (ou simplesmente depósito), pode-se obter a seguinte relação para a variação da porosidade total do leito filtrante (LEVEAU, 2001):

$$f = f_0 - \left[\frac{\sigma_{v/v}}{(1-f_d)}\right] \quad (76)$$

Portanto, substituindo-se a eq. (75) e a eq. (76) na eq. (74) obtém-se a perda em função da porosidade e do depósito específico:

$$\left[\frac{\Delta h}{\Delta h_0}\right] = \left[1 - \frac{\sigma_{v/v}}{f_0(1-f_d)}\right]^{-3} \left[1 - \frac{\sigma_{v/v}}{(1-f_0)(1-f_d)}\right]^{\frac{4}{3}} \quad (77)$$

TOBIASON & VIGNESWARAN (1994) propuseram duas formulações empíricas que expressam uma relação linear para perda de carga, tendo sido considerada a influência do tamanho da partícula:

$$h = h_0 + \left[k_1 \frac{\pi}{6} \frac{d_p^3}{(1-f_d)} N_A \right] \quad (78)$$

e

$$h = h_0 + \left(k_2 \pi d_p^2 N_A^* \right) \quad (79)$$

onde: h_0 é a perda de carga inicial predita pela equação de Carman-Kozeny (m); N_A é o número de partículas coletadas por unidade de volume (kg.m^{-3} ou $\#\text{.m}^{-3}$); N_A^* é o número de partículas coletadas por unidade de área (kg.m^{-2} ou $\#\text{.m}^{-2}$); k_1 e k_2 são coeficientes empíricos.

A eq. (78) relaciona a perda de carga ao volume de partículas acumuladas, ao passo que a eq. (79) a relaciona com a área superficial das partículas acumuladas. Estas relações foram verificadas experimentalmente e mostraram que a eq. (78) depende do diâmetro da partícula, ao passo que a eq. (79) independe, embora haja forte dependência do tipo e dosagem de coagulantes utilizados.

Outro aspecto verificado foi que a variação da perda de carga é mais expressiva para partículas de menor tamanho (TOBIASON & VIGNESWARAN, 1994).

Para verificar a dependência do tamanho das partículas nas relações estabelecidas pelas equações (78) e (79), basta exprimir o número de partículas coletadas por unidade de volume (N_p) em função do depósito específico (σ) mostrado na eq. (80):

$$N_p = \left(\frac{6 \sigma}{\pi \rho_p d_p^3} \right) \quad (80)$$

$$h = h_0 + \left(k_1 \frac{\sigma}{\rho_p (1 - f_d)} \right) \quad (81)$$

$$h = h_0 + \left(k_2 \frac{6 \sigma}{\rho_p d_p} \right) \quad (82)$$

Equações lineares, como as eq. (81) e (82), geralmente, exprimem boa concordância com dados experimentais de perda de carga para os estágios de maturação e de serviço no ciclo de filtração, diferentemente da equação de Carman-Kozeny – eq. (71) – que apenas podia descrever o estágio de serviço (BOLLER & KAVANAUGH, 1995).

Entretanto, quando se toma uma parte ou fatia do leito filtrante ou uma das camadas de leitos filtrantes multicamadas, utiliza-se equações não lineares para a determinação da perda de carga.

Portanto, equações lineares podem não descrever com propriedade o comportamento da perda de carga durante a acumulação ou retenção de impurezas ao longo do tempo em uma das camadas de leitos filtrantes multicamadas (LEVEAU, 2001).

Equações não lineares para a perda de carga são expressas em função de parâmetros empíricos, como a proposta por BOLLER & KAVANAUGH (1995) que se relaciona com o depósito específico em volume:

$$\left[\frac{J}{J_0} \right] = \left(1 + p \cdot \frac{\sigma_{v/v}}{f_0} \right)^x \left(1 - \frac{\sigma_{v/v}}{f_0} \right)^y \quad (83)$$

onde: $\sigma_{v/v}$ é o depósito específico em volume, definido como sendo o volume do depósito (fluido mais partículas ou impurezas) por unidade de volume do leito e p , x , y coeficientes empíricos.

A fim de relacionar o depósito específico em volume ($\sigma_{v/v}$) com valores mensuráveis na prática, BOLLER & KAVANAUGH (1995) propuseram uma analogia entre os flocos e a estrutura do depósito. A relação entre a densidade do floco e seu tamanho pode ser expressa na forma:

$$\left[\frac{\rho_{floco} - \rho_f}{\rho_p - \rho_f} \right] = x d_{floco}^y \quad (84)$$

onde: ρ_{floco} é a densidade do floco; ρ_p é a densidade da partícula; ρ_f é a densidade do fluido; d_{floco} é o diâmetro do floco e x , y são coeficientes empíricos.

A eq. (84) pode ser relacionada com o número de partículas, conforme eq. (85):

$$\left[\frac{\sigma_{v,p}}{\sigma_v} \right] \left[\frac{\rho_{floco} - \rho_f}{\rho_p - \rho_f} \right] = \frac{1}{a} N^{\frac{(1-b)}{p}} \quad (85)$$

onde: $\sigma_{v,p}$ é o depósito específico de partículas apreendidas no volume por unidade de volume do leito e a, b são coeficientes empíricos.

É interessante notar que a quantidade $\sigma_{v,p}$ (depósito específico de partículas apreendidas no volume por unidade de volume do leito) é mensurável.

Entretanto, OJHA & GRAHAM (1992) fazem extensas considerações sobre relações empíricas, como a relacionada pela eq. (84), indicando que não devem ter seu uso generalizado.

Para O'MELIA & ALI (1978), a superfície específica (S_e); da concepção de Carman-Kozeny – eq. (69) e (71) – que expressa a área superficial do coletor, teria a forma da eq. (86):

$$S_e = \frac{A_c + A_p}{V_c + V_p} \quad (86)$$

onde: S_e é a área superficial por unidade de volume (m^{-1}); A_c e A_p são, respectivamente, a área superficial do coletor e da partícula coletada por ele (m^2) e V_c e V_p seus respectivos volumes (m^3).

Um fator de correção (β') correspondente à fração das superfícies das partículas que contribuem com a perda de carga foi introduzida no cálculo da área superficial da eq. (86), conforme eq. (87):

$$S_e = \frac{6}{d_c} \left(\frac{1 + \beta' (N_p / N_c) (d_p / d_c)^2}{1 + (N_p / N_c) (d_p / d_c)^3} \right) \quad (87)$$

onde N_p é o número de partículas coletadas por unidade de volume do leito; N_c é o número de coletores por unidade de volume de leito filtrante.

Note que, se for considerado um coletor isoladamente, N_p representará o número total de partículas retidas pelo grão. Para coletores e partículas esféricas, a eq. (72) será igual à eq. (88):

$$\left[\frac{\Delta h}{\Delta L} \right] = 36 (2k) \left(\frac{\mu}{\rho_f g} \right) \left[\frac{(1-f)^2}{f^3} \right] \left(\frac{1}{d_c^2} \right) \left[\frac{1 + \beta' (N_p / N_c) (d_p / d_c)^2}{1 + (N_p / N_c) (d_p / d_c)^3} \right]^2 U \quad (88)$$

Considera-se que o número de coletores por unidade de volume do leito filtrante (N_c), em função da porosidade inicial (f_0), seja igual a:

$$N_c = \left[\frac{6(1-f_0)}{\pi d_c^3} \right] \quad (89)$$

A superfície específica (S_e) pode ser expressa em termos de depósito específico, rearranjando-se a eq. (80), bem como a eq. (89), e substituindo-as, na eq. (87):

$$S_e = \frac{6}{d_c} \left(\frac{1 + \beta' \left(\frac{\sigma}{\rho_p \pi (1-f_0)} \right) (d_c / d_p)}{1 + \left(\frac{\sigma}{\rho_p \pi (1-f_0)} \right)} \right) \quad (90)$$

A forma da eq. (90) mostra claramente que a superfície específica (S_e) decresce com o diâmetro equivalente da partícula e, portanto também a perda de carga.

As equações desenvolvidas por O'MELIA & ALI (1978) consideravam a porosidade constante ao longo da carreira (ciclo) de filtração. Obviamente esta suposição não é verdadeira, o que levou VIGNESWARAN & CHANG, (1986) e posteriormente TOBIASON & VIGNESWARAN, (1994) a introduzirem a variação da porosidade em função da mudança nas características do depósito, na forma da eq. (91):

$$f = 1 - \left\{ N_c \left(\frac{\pi}{6} d_c^3 \right) + N_p \left[\frac{\pi}{6} \frac{d_p^3}{(1-f_d)} \right] \right\} \quad (91)$$

onde f_d é a porosidade do depósito, que é considerada constante para uma água bruta e suas respectivas partículas (ou impurezas) que mantenham suas características inalteradas ao longo do ciclo ou carreira de filtração.

Embora haja bastante exceções, o modelo de VIGNESWARAN & CHANG, (1986) tem obtido razoável sucesso em caracterizar a perda de carga não linear em trabalhos experimentais (DARBY et al., 1992) (TOBIASON & VIGNESWARAN, 1994).

4. MODELO MATEMÁTICO PROPOSTO

Neste capítulo são descritos os modelos monodisperso e polidisperso propostos de filtração ascendente. Estes modelos descrevem o ciclo de filtração: a remoção de impurezas, em termos de partículas ou em termos de concentração em massa, e o perfil de perda de carga ao longo do tempo de filtração.

Também são apresentadas as equações discretizadas utilizadas nos algoritmos de resolução do sistema de equações dos modelos, bem como a descrição do algoritmo de regressão não-linear para equações multivariáveis empregado na determinação dos coeficientes dos modelos de filtração.

São, ainda, feitas considerações a respeito da obtenção das três concepções propostas para os modelos de eficiência inicial de remoção para filtração ascendente.

Uma análise qualitativa da influência do vetor gravitacional no transporte e remoção de partículas com a apresentação das três concepções adaptadas para escoamento ascendente para quatro modelos de eficiência inicial de remoção são apresentadas neste capítulo.

4.1. Modelo Semi-Empírico

VIGNESWARAN & CHANG (1986) desenvolveram um modelo que inclui o fenômeno do desprendimento de partículas que ocorre simultaneamente ao fenômeno da aderência durante o processo de filtração.

Portanto, este modelo pode ser utilizado para descrever todo o ciclo ou “carreira” de filtração e não apenas o estágio de maturação e o de serviço, como ocorre nos modelos anteriores.

Diversos pesquisadores têm utilizado este modelo (VIGNESWARAN & CHANG, 1989) VIGNESWARAN et al. (1991) (DHARMAPPA et al., 1992) (DARBY et al., 1992) (DHARMAPPA et al., 1994a) (DHARMAPPA et al., 1994b) (PRASANTHI et al., 1997) (DHARMAPPA et al., 1997) (LEVEAU, 2001).

Outras alterações foram feitas por VIGNESWARAN et al. (1990) na concepção original do modelo para incluir alterações tais como variação da porosidade ao longo do tempo de filtração, a não esfericidade dos grãos e das partículas e a inclusão de efluentes polidispersos e não apenas monodispersos.

Para uma dimensão, o balanço de massa pode ser escrito pela abordagem de O'MELIA & ALI (1978), conforme a eq. (92):

$$U \frac{\partial n(z,t)}{\partial z} + \frac{\partial N_A(z,t)}{\partial t} = 0 \quad (92)$$

onde: n é a concentração ou o número de partículas por unidade de volume de leito ($\#.m^{-3}$) ou ($kg. m^{-3}$) e N_A é o número de partículas ou a massa retida por unidade de volume de leito ($\#.m^{-3}$) ou ($kg. m^{-3}$).

Se for acrescentado o conceito do coeficiente de filtração (λ), a equação cinética pode, então, expressar a variação da concentração ou o número de partículas por unidade de volume no espaço e no tempo, conforme a eq. (93):

$$\frac{\partial N_A(z,t)}{\partial t} = \lambda(z,t) U n(z,t) \quad (93)$$

O coeficiente do filtro $\lambda(z, t)$ pode ser relacionado à eficiência inicial de remoção (coletor esférico isolado) $\eta(z, t)$, conforme eq. (94):

$$\lambda(z,t) = \frac{3}{2} \frac{(1-f_0)}{d_c} \eta(z,t) \quad (94)$$

Substituindo-se as equações (93) e (94) na eq. (92), tem-se o balanço de massa expresso na forma da eq. (95):

$$\frac{\partial n(z,t)}{\partial z} + \frac{3}{2} \left(\frac{1-f_0}{d_c} \right) \eta(z,t) n(z,t) = 0 \quad (95)$$

Para O'MELIA & ALI (1978) a eficiência de remoção é expressa pela eq. (96):

$$\eta = \eta_0 \alpha_0 + N(z,t) \eta_p \alpha_p \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^2 \quad (96)$$

onde: $N(z, t)$ é o número de coletores associados ao grão coletor, que inclui as partículas que funcionam como coletores adicionais, η_0 é a eficiência inicial do coletor; η_p é a eficiência das partículas que atuam como coletores e α_0 e α_p são o coeficiente de aderência inicial e das partículas aderidas, respectivamente.

Entretanto, apenas uma fração (β) das partículas aderidas ao coletor atuará efetivamente como coletores adicionais, portanto, a eq. (97) deve ser reescrita na forma:

$$\eta = \eta_0 \alpha_0 + \beta N_L(z,t) \eta_p \alpha_p \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^2 \quad (97)$$

onde N_L é o número total de partículas removidas pelo coletor (leito) limpo ($N = \beta N_L$).

Pela definição de eficiência de um único coletor em um escoamento exclusivamente convectivo, obtém-se a equação (98), para a variação no tempo do número de partículas removidas pelo coletor em leito limpo (N_L):

$$\frac{\partial N_L(z,t)}{\partial t} = \eta_0 \alpha_0 \frac{\pi}{4} d_c^2 U n(z,t) \quad (98)$$

Com o modelo de O'MELIA & ALI (1978) para a taxa de variação do número total de partículas retidas no coletor (N_p), pode-se obter a eq. (99):

$$\frac{\partial N_p}{\partial t} = \eta(z,t) \frac{\pi}{4} d_c^2 U n(z,t) \quad (99)$$

Para contar com a redução na eficiência de agregação das partículas durante o ciclo de filtração, VIGNESWARAN & CHANG (1986) adicionaram o termo de desprendimento de partículas aderidas, que segundo os autores, é proporcional ao gradiente hidráulico e ao número de partículas retidas no coletor (N_p), ou seja: $\beta_2 J(z, t) N_p(z, t)$. Neste caso, β_2 é a fração de partículas que serão desprendidas (s^{-1}).

Portanto, o balanço geral, em termos de partículas, será: Número de partículas retidas no coletor (z, t) = Número de partículas retidas no coletor (leito limpo) (z, t_0) + Número de partículas retidas por outros coletores (partículas que funcionam como coletores adicionais) (z, t) – Número de partículas desprendidas (z, t). O balanço pode ser expresso na seguinte equação:

$$\eta(z, t) U \frac{\pi}{4} d_c^2 n(z, t) = \eta_0 \alpha_0 U \frac{\pi}{4} d_c^2 n(z, t) + N_L(z, t) \beta \alpha_p \eta_p U \frac{\pi}{4} d_p^2 n(z, t) - \beta_2 J(z, t) N_p(z, t) \quad (100)$$

Isolando-se a eficiência do coletor (η), tem-se:

$$\eta(z, t) = \eta_0 \alpha_0 + N_L(z, t) \beta \eta_p \alpha_p \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^2 - \beta_2 J(z, t) \frac{N_p(z, t)}{\left[U \frac{\pi}{4} d_c^2 n(z, t) \right]} \quad (101)$$

Os valores $\eta_0 \alpha_0$ e $\eta_p \alpha_p$ são adimensionais. O número total de partículas retidas pelo grão (N_p) se relaciona com o número de partículas retidas por unidade de volume no leito filtrante (N_b) pela relação $N_p N_c = N_b$. O número de coletores por unidade de volume (N_c) pode ser definido pela eq. (102):

$$N_c = \left[\frac{6(1-f_0)}{\pi d_c^3} \right] \quad (102)$$

As equações ora descritas contém aproximações para situações ideais, como por exemplo, porosidade constante e partículas e coletores esféricos. Abaixo serão discutidas algumas alterações feitas ao modelo básico.

4.1.1. Variação na Porosidade

A variação na porosidade parte do pressuposto de que a deposição de partículas nos interstícios porosos do leito filtrante modifica suas propriedades ao longo do tempo (massa, densidade, área superficial e forma).

BOLLER & KAVANAUGH (1995) utilizaram uma interessante analogia entre a floculação e a retenção no coletor do meio filtrante, sugerindo que a retenção de partículas no leito diminui a porosidade ao longo do tempo.

VIGNESWARAN & CHANG (1986) propuseram a relação mostrada na eq. (103) para a variação da porosidade durante a retenção de partículas no ciclo de filtração:

$$1 - f(z, t) = \left[N_c \frac{\pi}{6} d_c^3 + N_b \frac{\pi}{6} \left(\frac{d_p^3}{1 - f_d} \right) \right] \quad (103)$$

Considerando-se $N_b = N_c N_p$ e $1 - f_0 = N_c \frac{\pi}{6} d_c^3$, a eq. (103) se torna:

$$f(z, t) = 1 - \left\{ (1 - f_0) \left(1 + N_p \frac{(d_p / d_c)^3}{(1 - f_d)} \right) \right\} \quad (104)$$

onde f_d é a porosidade do depósito ou porosidade dos sólidos retidos no leito filtrante, e tem sido frequentemente adotada como sendo 0,7 (VIGNESWARAN & CHANG, 1986) (LEVEAU, 2001).

STEVENSON (1997) fez interessantes observações sobre a eq. (104), indicando que o fator $1 - f_0$ que aparece no numerador representa um fator de correção entre a área específica e o volume de leito.

Note que f_0 deve ter um valor constante, uma vez que o número de grãos por unidade de volume não muda ao longo do ciclo de filtração – ao passo que $1 - f_d$ do denominador faz a conversão entre velocidade de aproximação e velocidade intersticial (poros).

4.1.2. Perda de Carga no Regime de Forchheimer

Para TRUSSELL & CHANG (1999), o escoamento em meios porosos, mesmo para número de Reynolds próximos ao valor da unidade, pode contar com linhas de corrente que apresentam alguma influência inercial.

Segundo ERGUN (1952), a perda de carga em meios filtrantes granulares é devida, simultaneamente, a perdas viscosas e cinéticas. A equação desenvolvida por ERGUN (1952) – eq. 73 – pode ser aplicada a todos os tipos de escoamentos, fato observado no gráfico da Figura 15.

Note que a equação de Ergun (linha curva cheia) não está apenas definida para as mesmas regiões definidas pelas equações de Carman-Kozeny e de Burke-Plummer (linha tracejada e linha pontilhada, respectivamente), mas também para a região entre os domínios destas duas equações.

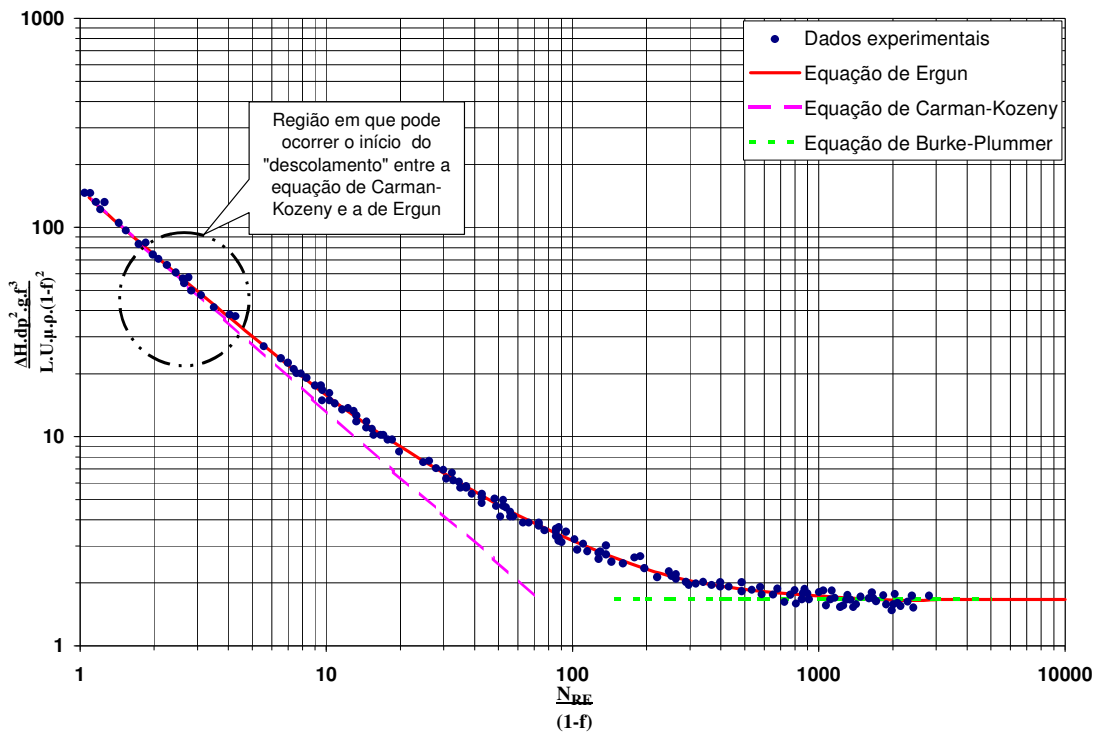


Figura 15: Representação gráfica do comportamento das equações de perda de carga em relação ao número de Reynolds em meios filtrantes. Fonte: Adaptado de SISSOM & PITTS (1972).

Pode-se observar que existe um “descolamento” entre a equação de Carman-Kozeny e os dados experimentais, bem como a equação de Ergun, próximo ao valor para o número de Reynolds ≈ 3 . TRUSSELL & CHANG (1999), mostraram que a filtração em meios porosos ocorre, em geral, no Regime de Forchheimer (Escoamento laminar) em um intervalo do número de Reynolds que varia entre 0,5 e 50.

O número de Reynolds para os grãos coletores utilizados neste trabalho também endossa a afirmação de TRUSSELL & CHANG (1999) a respeito do regime de Forchheimer.

As Tabelas 5 e 6 apresentam os valores do número de Reynolds para os diâmetros médios (média aritmética – com exceção da camada suporte do Filtro Ascendente de Areia Grossa (FAAG) onde se utilizou a média geométrica das subcamadas) dos grãos coletores das camadas do FAAG e do Filtro Ascendente de Pedregulho (FAP). Maiores detalhes sobre o FAAG e o FAP são apresentados na seção 5.2 do capítulo 5.

Ambas as Tabelas apresentam, ainda, as taxas de filtração utilizadas neste trabalho e a relação $\frac{D_F}{d_{c\text{ médio}}}$; onde D_F é o diâmetro interno dos filtros e $d_{c\text{ médio}}$ é o diâmetro médio dos grãos coletores.

Tabela 5: Número de Reynolds para os diâmetros médios dos grãos coletores das camadas do Filtro Ascendente de Areia Grossa (FAAG)

Taxas ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	Camada	$d_{c\text{ médio}}$ (mm)	N_{Re}	$\frac{D_F}{d_{c\text{ médio}}}$
120	6 (topo)	1,30	2,01	
	5	1,55	2,40	
	4	1,84	2,85	
	3	2,19	3,39	
	2	2,87	4,45	
	1 (suporte)	12,29*	19,04	
180	6 (topo)	1,30	3,02	70,0
	5	1,55	3,60	58,7
	4	1,84	4,28	49,5
	3	2,19	5,09	41,5
	2	2,87	6,67	31,7
	1 (suporte)	12,29*	28,56	7,40
240	6 (topo)	1,30	4,03	
	5	1,55	4,80	
	4	1,84	5,70	
	3	2,19	6,78	
	2	2,87	8,89	
	1 (suporte)	12,29*	38,07	

*média geométrica.

Tabela 6: Número de Reynolds para os diâmetros médios dos grãos coletores das camadas do Filtro Ascendente de Pedregulho (FAP)

Taxas ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	Camada	$d_{c \text{ médio}}$ (mm)	N_{Re}	$\frac{D_F}{d_{c \text{ médio}}}$
120	4 (topo)	3,60	5,58	
	3	7,20	11,15	
	2	12,75	19,75	7,14
	1	20,65	31,99	4,41
180	4 (topo)	3,60	8,36	25,3
	3	7,20	16,73	12,6
	2	12,75	29,62	
	1	20,65	47,98	

A relação $D_F/d_{c \text{ médio}}$ é importante em virtude da influência do efeito da rugosidade da parede no desenvolvimento do perfil de velocidade e das linhas de fluxo em torno dos grãos coletores, mesmo no caso de escoamentos em regime laminar. Para LANG et al. (1996) esta relação deve ser superior a 50 para que o erro da perda de carga seja inferior a 5% (LIMA E SILVA, 2002).

Portanto, optou-se pela adoção da abordagem de ERGUN (1952) no chamado Regime de Forchheimer para escoamentos laminares. A equação para a perda de carga de ERGUN (1952), para um coletor esférico (visto no capítulo 3 – eq. 73), pode ser escrita considerando-se a variação no espaço e no tempo, conforme eq. 105:

$$J(z, t) = \left[\frac{\Delta h}{\Delta L} \right] = \left\{ \begin{array}{l} k_{h1} \left(\frac{\mu}{\rho_f g} \right) \left[\frac{(1-f)^2}{f^3} \right] \left(\frac{36}{d_c^2} \right) \left[\frac{1 + \beta' \left(\frac{N_p(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^2}{1 + \left(\frac{N_p(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^3} \right]^2 U + \\ + k_{h2} \left(\frac{1}{g} \right) \left(\frac{1-f}{f^3} \right) \left(\frac{6}{d_c} \right) \left[\frac{1 + \beta' \left(\frac{N_p(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^2}{1 + \left(\frac{N_p(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^3} \right] U^2 \end{array} \right\} \quad (105)$$

Neste caso, tanto a parcela viscosa quanto a parcela inercial recebem a influência do fator de correção (β') correspondente à fração das superfícies das partículas que contribuem efetivamente com a perda de carga. Note que se atribuirmos um valor nulo à constante k_{h2} obtém-se a equação linear (puramente viscosa) de Carman-Kozeny.

4.1.3. Não Esfericidade

PAYATAKES et al. (1981) observaram que a deposição de sólidos na filtração ocorre de forma diferente para as camadas e que acarretam diferentes estruturas ao depósito de sólidos no leito filtrante. Segundo os autores, uma maior compactação, bem como flocos mais coesos, ocorrem na camada de cima (no caso de filtração descendente) e que, portanto, o desprendimento dependerá da seção do leito filtrante.

Para o caso da filtração ascendente, entretanto, a maior quantidade dos flocos fica retida na camada suporte e nos grãos de maiores tamanhos das camadas de areia. Embora sua granulometria seja maior, o que poderia favorecer a dispersão, os flocos têm forte coesão e o depósito é mais compacto.

Possivelmente, este fato indica a ação hidrodinâmica na formação da estrutura do depósito de sólidos do leito filtrante, o que confirmaria a observação de PAYATAKES et al. (1981). VEERAPANENI & WIESNER (1997) consideram que a deposição que ocorre por difusão acarreta um depósito dentrítico (micro-canais) de sólidos cuja característica é a maior compactação do depósito formado.

A não esfericidade é uma característica fundamental na formação da estrutura do depósito de sólidos e pode ser considerada na formulação com a introdução da esfericidade (Ψ) ou do fator de forma (S), tanto para os coletores (S_c) como para as partículas (S_p).

A esfericidade (Ψ) é definida como sendo a relação entre superfícies: a superfície de uma esfera de igual volume pela superfície do coletor ou partícula.

O fator de forma (S) é definido como sendo a superfície específica, ou seja: $S = S_v d_{eq} \Rightarrow S = 6/\psi$, onde S_v é a relação entre a área da superfície e o respectivo volume do coletor ou da partícula, ao passo que d_{eq} é o diâmetro equivalente ao de uma esfera de igual volume. Para uma partícula ou coletor esférico, teremos: $S = 6$ e $\Psi = 1$.

Portanto, considerando-se a não esfericidade dos coletores e das partículas, a equação para o gradiente hidráulico – eq. (105) – reescrita, fornece a eq. (106):

$$J(z,t) = \left[\frac{\Delta h}{\Delta L} \right] = \left\{ \begin{array}{l} k_{h1} \left(\frac{\mu}{\rho_f g} \right) \left[\frac{(1-f)^2}{f^3} \right] \left(\frac{S_c^2}{d_c^2} \right) \left[\frac{1 + \beta' \left(\frac{N_p(z,t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^2 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^2}{1 + \left(\frac{N_p(z,t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^3 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^3} \right]^2 U + \\ + k_{h2} \left(\frac{1}{g} \right) \left(\frac{1-f}{f^3} \right) \left(\frac{S_c}{d_c} \right) \left[\frac{1 + \beta' \left(\frac{N_p(z,t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^2 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^2}{1 + \left(\frac{N_p(z,t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c} \right)^3 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^3} \right] U^2 \end{array} \right\} \quad (106)$$

4.1.4. Gradação Granulométrica

Para leitos fluidificados, os grãos ou coletores mais finos alinham-se na parte superior ao passo que os maiores ficam um pouco mais abaixo e assim sucessivamente. Esta gradação deve ser considerada na formulação do modelo matemático.

DHARMAPPA et al. (1997) usaram uma interpolação linear entre os coletores (grãos) de diâmetro d_{10} (10% de grãos finos) e os de diâmetro d_{90} (90% restantes). Neste trabalho utilizaremos a mesma concepção para a interpolação nos diâmetros dos grãos coletores.

Adaptado para o escoamento ascendente, a gradação granulométrica do respectivo valor do diâmetro é função da profundidade no leito filtrante ($d_c(z)$), incrementado de baixo para cima, conforme eq. (107):

$$d_c(z) = d_{90} - (d_{90} - d_{10}) \frac{z}{L} \quad (107)$$

onde L é a profundidade do filtro ou da camada em questão.

O valor do diâmetro do coletor será o valor da média geométrica – $d_c(\bar{z})$ – entre o valor do diâmetro em $z_{i,j}$ e $z_{i+1,j}$, conforme equação (108) e esquema da Figura 18:

$$d_c(\bar{z}_i) = \sqrt{d_c(z_i) d_c(z_{i+1})} \quad (108)$$

onde $d_c(\bar{z}_i)$ é o diâmetro médio (geométrico) do coletor na posição i , entre o espaço $z_{i,j}$ e $z_{i+1,j}$; $d_c(z_i)$ é o diâmetro do coletor no espaço $z_{i,j}$ e $d_c(z_{i+1})$ é o diâmetro do coletor no espaço z_{i+1} , conforme esquema da Figura 18.

4.1.5. Leito Multicamadas

As camadas do filtro serão consideradas de forma independente, conforme apresentado no esquema da Figura 16. Como se pode observar, o efluente de uma camada é o afluente da camada subsequente.

Neste arranjo, as camadas (L_n) são consideradas unidades filtrantes individuais, o que pode ser considerado uma boa aproximação ao que ocorre nos filtros ascendentes reais. Este fato é especialmente verdadeiro para o caso dos filtros ascendentes de pedregulho.

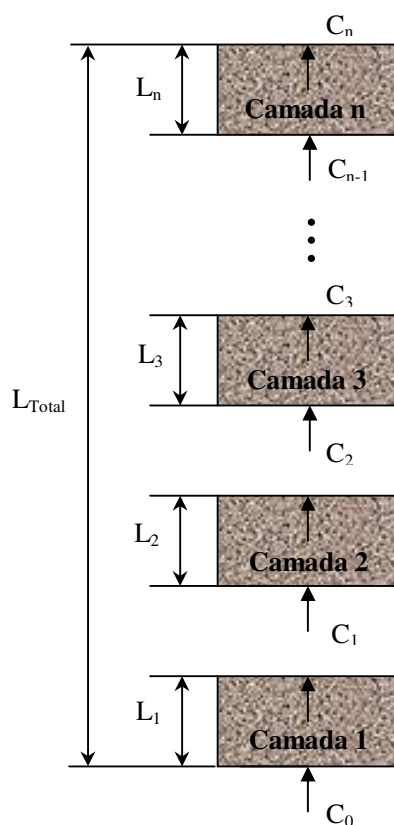


Figura 16: Representação esquemática do filtro com leito de múltiplas camadas.

Considera-se, para as múltiplas camadas do filtro, a variação ou gradação de seus respectivos tamanhos para cada camada individualmente. Não se considerará misturas entre camadas do leito de múltiplas camadas. No caso ideal, a massa específica dos grãos coletores das camadas do filtro são consideradas iguais entre si. Por hipótese, este trabalho considerará o mesmo para o caso real.

Na fluidização das camadas, por ocasião da lavagem, os grãos de menores diâmetros se posicionam mais acima ao passo que os de maiores diâmetros se posicionam mais abaixo, e assim sucessivamente, mesmo para o caso do filtro de areia grossa. Neste contexto, a hipótese da imiscibilidade entre as camadas é factível e será adotada neste trabalho.

4.1.6. Suspensão Mono e Polidispersa ou Mono e Polidispersão

VIGNESWARAN et al. (1990,1991) propuseram a utilização de um modelo que considerasse a suspensão polidispersa, ou seja, uma suspensão com partículas de diferentes tamanhos, o que, de fato, é o mais próximo da realidade encontrada em termos de material em suspensão nas águas.

Na verdade, o conceito desenvolvido por VIGNESWARAN et al. (1990, 1991) fundamenta-se na idéia de que as partículas maiores já aderidas ao coletor ou à partículas previamente aderidas atuam como coletores adicionais.

A Figura 17 mostra um esquema do fenômeno de agregação ou aderência com base em partículas de três tamanhos (pequena, médio e grande) que funcionam como coletores adicionais.

Segundo LEVEAU (2001), as partículas pequenas são capturadas pelo grão ou coletor do filtro, por partículas de seu próprio tamanho e por partículas maiores (média e grande) previamente capturadas. As partículas médias são coletadas por partículas de seu próprio tamanho, pelo coletor e por partículas maiores (grandes), ao passo que as partículas grandes são coletadas por partículas de seu próprio tamanho e pelo coletor.

Seja n o número de tamanhos de partículas encontradas na suspensão ($d_p^1 > d_p^2 > \dots > d_p^n$), representadas pela fração γ que considera as partículas maiores como coletores adicionais para partículas menores, tem-se, portanto, a eficiência de remoção para cada tamanho de partícula, conforme as equações (109) e (110):

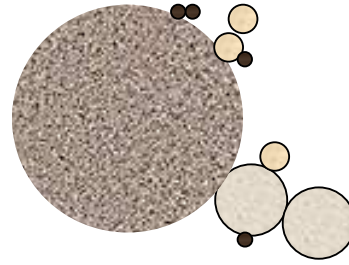


Figura 17: Esquema da interação entre partículas e entre coletor e partículas em uma suspensão polidispersa. Fonte: Adaptado de LEVEAU (2001).

Para cada tamanho de partícula obtêm-se os parâmetros $\eta\alpha_o^k$, $\beta\eta\alpha_p^k$, β_2^k . Portanto, o conjunto de equações do modelo para polidispersão, para cada tamanho de partícula, será conforme as eq. de (109) a (115):

$$\frac{\partial n(z,t)}{n(z,t)} = -\frac{3}{2} \left(\frac{1-f_0}{d_c(z)} \right) \eta^k(z,t) \partial z \quad (109)$$

$$\eta^k(z,t) = \eta\alpha_o^k + N_L^p \beta \eta_p \alpha_p^k \left(\frac{d_p^k}{d_c(z)} \right)^2 + \gamma \sum_{i=1}^{k-1} N_L^i \beta \eta_p \alpha_p^i \left(\frac{d_p^i}{d_c(z)} \right) - \frac{J(z,t)}{U \frac{\pi}{4} d_c^2(\bar{z}) n(z,t)} \sum_{i=1}^p \beta_2^i N_p^i \quad (110)$$

$$\frac{\partial N_L^k(z,t)}{\partial t} = \eta\alpha_o^k \frac{\pi}{4} d_c^2(\bar{z}) U n(z,t) \quad (111)$$

$$\frac{\partial N_p^i(z,t)}{\partial t} = \eta(z,t) \frac{\pi}{4} d_c^2(\bar{z}) U n(z,t) \quad (112)$$

$$N_c(z) = \left[\frac{6(1-f_0)}{\pi d_c(\bar{z})^3} \right] \quad (113)$$

$$f(z,t) = 1 - \left\langle (1-f_0) \left\{ 1 + \sum_{k=1}^p N_p^k(z,t) \frac{[d_p^k/d_c(\bar{z})]^3}{(1-f_d)} \right\} \right\rangle \quad (114)$$

$$J(z, t) = \left\{ \begin{array}{l} k_{h1} \left(\frac{\mu}{\rho_f g} \right) \left[\frac{(1-f)^2}{f(z, t)^3} \right] \left(\frac{S_c^2}{d_c(\bar{z})^2} \right) \frac{\left[1 + \beta^* \sum_{k=1}^p \left(\frac{N_p^k(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p^k}{d_c(\bar{z})} \right)^2 \left(\frac{S_c}{S_p^k} \right)^2 \right]^2}{\left[1 + \sum_{k=1}^p \left(\frac{N_p^k(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p^k}{d_c(\bar{z})} \right)^3 \left(\frac{S_c}{S_p^k} \right)^3 \right]^3} U + \\ + k_{h2} \left(\frac{1}{g} \right) \left(\frac{1-f}{f(z, t)^3} \right) \left(\frac{S_c}{d_c(\bar{z})} \right) \frac{\left[1 + \beta^* \sum_{k=1}^p \left(\frac{N_p^k(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p^k}{d_c(\bar{z})} \right)^2 \left(\frac{S_c}{S_p^k} \right)^2 \right]}{\left[1 + \sum_{k=1}^p \left(\frac{N_p^k(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p^k}{d_c(\bar{z})} \right)^3 \left(\frac{S_c}{S_p^k} \right)^3 \right]} U^2 \end{array} \right\} \quad (115)$$

Pode-se notar que, se for considerado apenas um tamanho de partícula, tem-se a monodispersão, conforme as equações de (116) a (122):

$$\frac{\partial n(z, t)}{n(z, t)} = -\frac{3}{2} \left(\frac{1-f_0}{d_c(z)} \right) \eta(z, t) \partial z \quad (116)$$

$$\eta(z, t) = \eta_0 \alpha_0 + N_L(z, t) \beta \eta_p \alpha_p \left(\frac{d_p}{d_c(\bar{z})} \right)^2 - \beta_2 J(z, t) \frac{N_p(z, t)}{\left[U \frac{\pi}{4} d_c^2(\bar{z}) n(z, t) \right]} \quad (117)$$

$$\frac{\partial N_L(z, t)}{\partial t} = \eta_0 \alpha_0 \frac{\pi}{4} d_c^2(\bar{z}) U n(z, t) \quad (118)$$

$$\frac{\partial N_p(z, t)}{\partial t} = \eta(z, t) \frac{\pi}{4} d_c^2(\bar{z}) U n(z, t) \quad (119)$$

$$N_c(z) = \left[\frac{6(1-f_0)}{\pi d_c(\bar{z})^3} \right] \quad (120)$$

$$f(z, t) = 1 - \left\{ (1-f_0) \left(1 + N_p(z, t) \frac{(d_p/d_c(\bar{z}))^3}{(1-f_d)} \right) \right\} \quad (121)$$

$$J(z, t) = \left\{ \begin{array}{l} k_{h1} \left(\frac{\mu}{\rho_f g} \right) \left[\frac{(1-f)^2}{f(z, t)^3} \right] \left(\frac{S_c^2}{d_c(z)^2} \right) \frac{1 + \beta \left(\frac{N_p(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c(z)} \right)^2 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^2}{1 + \left(\frac{N_p(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c(z)} \right)^3 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^3} U + \\ + k_{h2} \left(\frac{1}{g} \right) \left(\frac{1-f}{f(z, t)^3} \right) \left(\frac{S_c}{d_c(z)} \right) \frac{1 + \beta \left(\frac{N_p(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c(z)} \right)^2 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^2}{1 + \left(\frac{N_p(z, t)}{N_c(z)} \right) \left(\frac{d_p}{d_c(z)} \right)^3 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^3} U^2 \end{array} \right\} \quad (122)$$

As condições iniciais são:

$$J(z, 0) = \left\{ k_{h1} \left(\frac{\mu}{\rho_f g} \right) \left[\frac{(1-f_0)^2}{f_0^3} \right] \left(\frac{S_c^2}{d_c(z)^2} \right) U + k_{h2} \left(\frac{1}{g} \right) \left(\frac{1-f_0}{f_0^3} \right) \left(\frac{S_c}{d_c(z)} \right) U^2 \right\}; N_L(z, 0) = 0;$$

$$\eta(z, 0) = \eta_0 \alpha_0 \text{ e } Np(z, 0) = 0$$

A condição de contorno é: $n(0, t) = n_0$.

4.2. Resolução das Equações e Discretização

A solução do conjunto de equações na forma diferencial e sua integração seguem o esquema e o diagrama de blocos apresentados nas Figuras 18 e 19, respectivamente. A discretização do modelo é apresentada nas equações de (123) a (129).

No início da filtração, considera-se o meio filtrante limpo, o que torna a eficiência de remoção bem conhecida, sendo igual a $\eta_0 \alpha_0$. Portanto, a concentração de partículas no filtro também pode ser determinada ($t = 0$) e é igual a n_0 .

A partir de então, no próximo passo, considera-se que o total de partículas na posição $n_{i+1,j}$ será o resultado da soma das partículas existentes na posição de entrada ($n_{i,j}$) mais as partículas retidas na camada em questão (i), conforme Figuras 18 e 19.

A diferenciação no tempo (Δt) e no espaço (Δz) para uma dada camada do leito filtrante, conforme mostrado nas equações de (123) a (129), pode ser observada nas equações na forma: $n_{i,j} = n(z_i, t_j)$, $\eta_{i,j} = \eta(z_i, t_j)$, $N_{i,j} = N(z_i, t_j)$

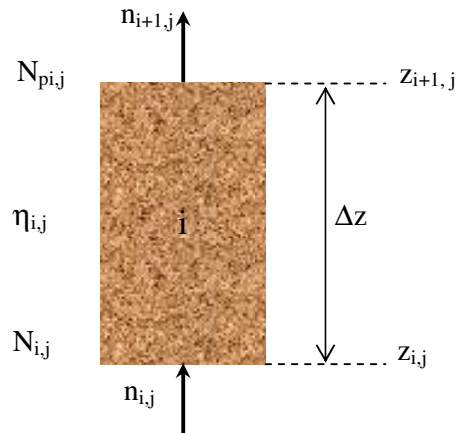


Figura 18: Esquema da diferenciação no tempo t_j para um elemento de camada de material filtrante no espaço z_i e z_{i+1} .

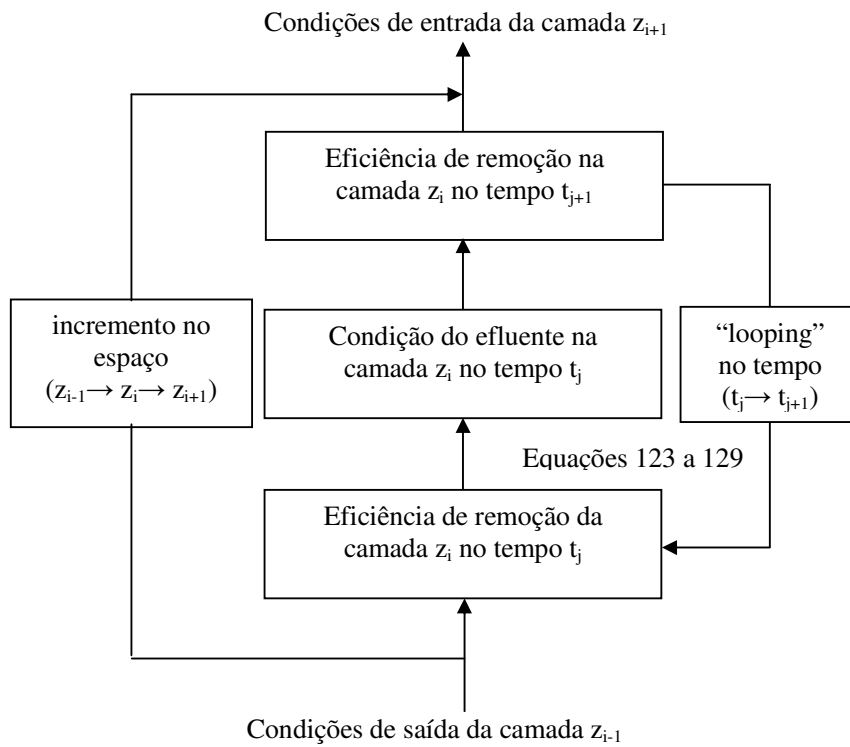


Figura 19: Diagrama de blocos do funcionamento dos algoritmos dos modelos

- Número de partículas efluente e afluyente:

$$n_{i+1,j} = \sum_{j=1}^i n_{i,j-1} \exp \left\{ -\frac{3}{2} \left(\frac{1-f_0}{d_{ci}} \right) \eta_{i,j-1} \Delta z \right\} \quad (123)$$

- Eficiência global de remoção que inclui o total de partículas removidas, subtraindo-se as partículas desprendidas:

$$\eta_{i,j+1} = \eta_0 \alpha_0 + N_{L \ i,j+1} \beta \eta_p \alpha_p \cdot \left(\frac{d_p}{d_{ci}} \right)^2 - \beta_2 \cdot J_{i,j} \frac{N_{p \ i,j}}{U \frac{\pi}{4} d_{ci}^2 n_{i,j}} \quad (124)$$

- Número de partículas removidas (coletadas) por outras partículas:

$$N_{L \ i,j} = N_{L \ i,j-1} + \eta_0 \alpha_0 \frac{\pi}{4} d_{ci}^2 U n_{i,j} \Delta t \quad (125)$$

- Número total de partículas removidas (coletadas) pelo coletor:

$$N_{p \ i,j} = N_{p \ i,j-1} + \eta_{i,j} \frac{\pi}{4} d_{ci}^2 U n_{i,j} \Delta t \quad (126)$$

- Número de coletores (meio filtrante):

$$N_{ci} = \left[\frac{6(1-f_0)}{\pi d_{ci}^3} \right] \quad (127)$$

- Variação na porosidade:

$$f_{i,j} = 1 - \left\{ (1-f_0) \left(1 + N_{p \ i,j} \frac{(d_p / d_{ci})^3}{(1-f_d)} \right) \right\} \quad (128)$$

- Perda de carga unitária:

$$J_{i,j} = \left\{ \begin{aligned} & k_{h1} \left(\frac{\mu}{\rho_f g} \right) \left[\frac{(1-f)^2}{f_{i,j}^3} \right] \left[\frac{S_c^2}{d_{ci}^2} \right] \frac{1 + \beta' \left(\frac{N_{pi,j}}{N_{ci}} \right) \left(\frac{d_p}{d_{ci}} \right)^2 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^2}{1 + \left(\frac{N_{pi,j}}{N_{ci}} \right) \left(\frac{d_p}{d_{ci}} \right)^3 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^3} U + \\ & + k_{h2} \left(\frac{1}{g} \right) \left(\frac{1-f}{f_{i,j}^3} \right) \left(\frac{S_c}{d_{ci}} \right) \frac{1 + \beta' \left(\frac{N_{pi,j}}{N_{ci}} \right) \left(\frac{d_p}{d_{ci}} \right)^2 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^2}{1 + \left(\frac{N_{pi,j}}{N_{ci}} \right) \left(\frac{d_p}{d_{ci}} \right)^3 \left(\frac{S_c}{S_p} \right)^3} U^2 \end{aligned} \right\} \quad (129)$$

- As condições iniciais são:

$$J_i(z,0) = \left\{ k_{h1} \left(\frac{\mu}{\rho_f g} \right) \left[\frac{(1-f_0)^2}{f_0^3} \right] \left[\frac{S_c^2}{d_{ci}^2} \right] U + k_{h2} \left(\frac{1}{g} \right) \left(\frac{1-f_0}{f_0^3} \right) \left(\frac{S_c}{d_{ci}} \right) U^2 \right\};$$

$$N_L(z,0)=0; \eta_i(z,0)=\eta_0\alpha_0 \text{ e } N_{pi}(z,0)=0.$$

- A condição de contorno é:

$$n_{i,j}(0, t) = n_0.$$

O sistema de equações exige um “looping” no tempo em cada passo no espaço, expresso pelo somatório em j da equação (123). Esta recursividade na obtenção da eficiência de remoção é característica do modelo, conforme diagrama de blocos apresentado na Figura 19.

Posteriormente, ocorre um incremento no espaço i , e assim sucessivamente, até a altura total da camada (Figura 19). O mesmo ocorre para as demais camadas do filtro, conforme observado na representação esquemática da Figura 16.

Para o caso de uma solução polidispersa, pode-se realizar o somatório para cada tamanho de partícula, conforme preconizado pelas equações (110), (114) e (115) e obtém-se os parâmetros $\eta_0\alpha_0^k$, $\beta\eta\alpha_p^k$, β_2^k para cada tamanho de partícula considerada.

Neste caso, ao somatório apresentado na equação (120), deverá realizar-se outro somatório para o k -ésimo tamanho de partícula até n (d_p^n), conforme equação (130). As equações (131) e (132) discretizadas apresentam a eficiência de remoção de partículas e a perda de carga para a solução polidispersa, respectivamente.

$$n_{i+1,j} = \sum_{j=1}^i \left\langle \sum_{k=1}^n n_{i,j-1} \exp \left\{ -\frac{3}{2} \left(\frac{1-f_0}{d_{ci}} \right) \eta_{i,j-1}^k \Delta z \right\} \right\rangle \quad (130)$$

$$\eta_{i,j+1}^k = \eta \alpha_0^k + N_{Li,j+1}^m \beta \eta_p \alpha_p^k \left(\frac{d_p^k}{d_{ci}} \right)^2 + \gamma \sum_{h=1}^{k-1} N_{Li,j+1}^h \beta \eta \alpha_p^h \left(\frac{d_p^h}{d_{ci}} \right) - \frac{J_{i,j}}{U \frac{\pi}{4} d_{ci}^2} \sum_{m=1}^n \beta_2^m N_p^m \quad (131)$$

$$J_{i,j} = \left\{ \begin{array}{l} k_{h1} \left(\frac{\mu}{\rho_f g} \right) \left[\frac{(1-f)^2}{f_{i,j}^3} \right] \left[\frac{S_c^2}{d_{ci}^2} \right] \frac{1 + \beta' \sum_{k=1}^n \left(\frac{N_{pi,j}^k}{N_{ci}} \right) \left(\frac{d_p^k}{d_{ci}} \right)^2 \left(\frac{S_c}{S_p^k} \right)^2}{1 + \sum_{k=1}^n \left(\frac{N_{pi,j}^k}{N_{ci}} \right) \left(\frac{d_p^k}{d_{ci}} \right)^3 \left(\frac{S_c}{S_p^k} \right)^3} U + \\ + k_{h2} \left(\frac{1}{g} \right) \left(\frac{1-f}{f_{i,j}^3} \right) \left(\frac{S_c}{d_{ci}} \right) \frac{1 + \beta' \sum_{k=1}^n \left(\frac{N_{pi,j}^k}{N_{ci}} \right) \left(\frac{d_p^k}{d_{ci}} \right)^2 \left(\frac{S_c}{S_p^k} \right)^2}{1 + \sum_{k=1}^n \left(\frac{N_{pi,j}^k}{N_{ci}} \right) \left(\frac{d_p^k}{d_{ci}} \right)^3 \left(\frac{S_c}{S_p^k} \right)^3} U^2 \end{array} \right\} \quad (132)$$

4.3. Algoritmo de Regressão Não-linear para Equações Multivariáveis (MARQUARDT)

Os parâmetros $\eta \alpha_0$, $\beta \eta \alpha_p$, β_2 e β' devem ser ajustados para compatibilizá-los com as equações do modelo. A resolução destas equações demanda esforço computacional pela sua complexidade, bem como pelas estruturas de repetição e dos somatórios, especialmente para o caso da solução polidispersa, em que os supracitados parâmetros devem ser determinados para cada tamanho de partícula considerado, conforme indicado nas equações (130) a (132).

Para o ajuste dos parâmetros citados é indicada a utilização de um algoritmo de regressão não-linear para a determinação de coeficientes em equações com multivariáveis, como é o caso do algoritmo de Marquardt (BSOLVE).

Este algoritmo foi originalmente proposto por MARQUARDT (1963) e que mais tarde ficou conhecido como método de Levenberg-Marquardt. Este método é uma extensão do método de Gauss-Newton.

O algoritmo de Levenberg-Marquardt permite uma convergência acelerada, se comparado ao método de Gauss-Newton, e com relativa flexibilidade para com a adoção dos valores iniciais (*initial guess*), mesmo que distantes dos valores de convergência dos parâmetros. Segundo KUESTER (1973), a utilização da função-objetivo dos mínimos quadrados utilizada garante maior confiabilidade ao método de resolução de Levenberg-Marquardt.

MARQUARDT (1963), desenvolveu regras em seu algoritmo para a determinação do valor do fator de correção que permitem determinar o tamanho do “passo” mais satisfatório para uma rápida convergência na maioria dos casos de otimização de equações ou conjunto de equações não lineares (DRAPER & SMITH, 1981), conforme exemplo da Figura 20.

O algoritmo desenvolvido neste trabalho utiliza o critério de estabilidade conhecido como CFL – das iniciais de Courant, Friedrichs e Lewy. Este critério estabelece que a Taxa ou velocidade de filtração (U) deve ser menor ou igual ao incremento no espaço (Δz) dividido pelo incremento no tempo (Δt), ou seja: $U \leq \frac{\Delta z}{\Delta t}$.

O critério de estabilidade de CFL garante que qualquer ponto calculado pertencente ao domínio do problema dependa apenas das condições (valores) iniciais, ou seja, o chamado domínio de dependência analítica do ponto calculado é seu valor inicial (FORTUNA, 2000).

Neste trabalho adotou-se a restrição de CFL menor que meio, ou seja: $CFL = T \cdot \frac{\Delta t}{\Delta z} \leq \frac{1}{2}$; esta restrição garante que a distância percorrida por T em um intervalo de tempo Δt seja *sempre* menor que o espaçamento (Δz) da malha do domínio do problema (FORTUNA, 2000).

Observa-se na Figura 20 que a partir da oitava iteração o resíduo da função-objetivo dos mínimos quadrados, pouco se reduz, até atingir o critério de parada.

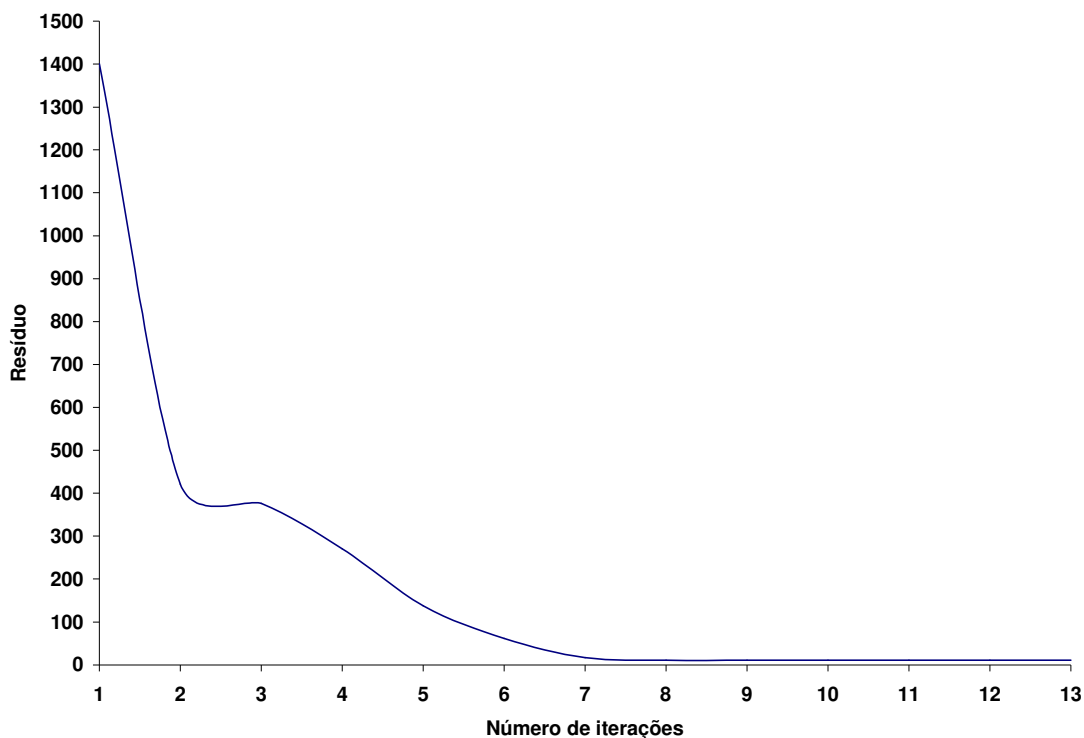


Figura 20: Comportamento do valor do resíduo na convergência do algoritmo de Marquardt de regressão não-linear em equações com multivariáveis (BSOLVE).

O critério para convergência pode ser tão pequeno quanto 10^{-6} . Evidentemente, a ordem de grandeza do resíduo dependerá de dois fatores: da ordem de grandeza dos valores das variáveis calculadas pela função-objetivo dos mínimos quadrados; e do grau de ajuste do modelo. Tais fatores definem a ordem de grandeza do critério (variável) de convergência.

As variáveis de entrada do programa, concentração de SST ou partículas e perda de carga, apresentam, comparativamente, uma grande variação na ordem de grandeza dos seus respectivos valores. Especialmente para o caso do número de partículas por unidade de volume, a diferença de ordem de grandeza para os valores de perda de carga pode chegar a mais de 1000 vezes. O algoritmo conta com um fator de correção que compatibiliza a ordem de grandeza destas variáveis de entrada para fins de cálculo.

A Figura 21 apresenta a convergência do algoritmo de Marquardt (BSOLVE) de regressão não-linear para equações com multivariáveis para os valores dos coeficientes β' , $\beta\eta_p\alpha_p$ e β_2 . Note que após a sétima iteração, os valores das ordenadas praticamente se tornam constantes até alcançar o critério de parada.

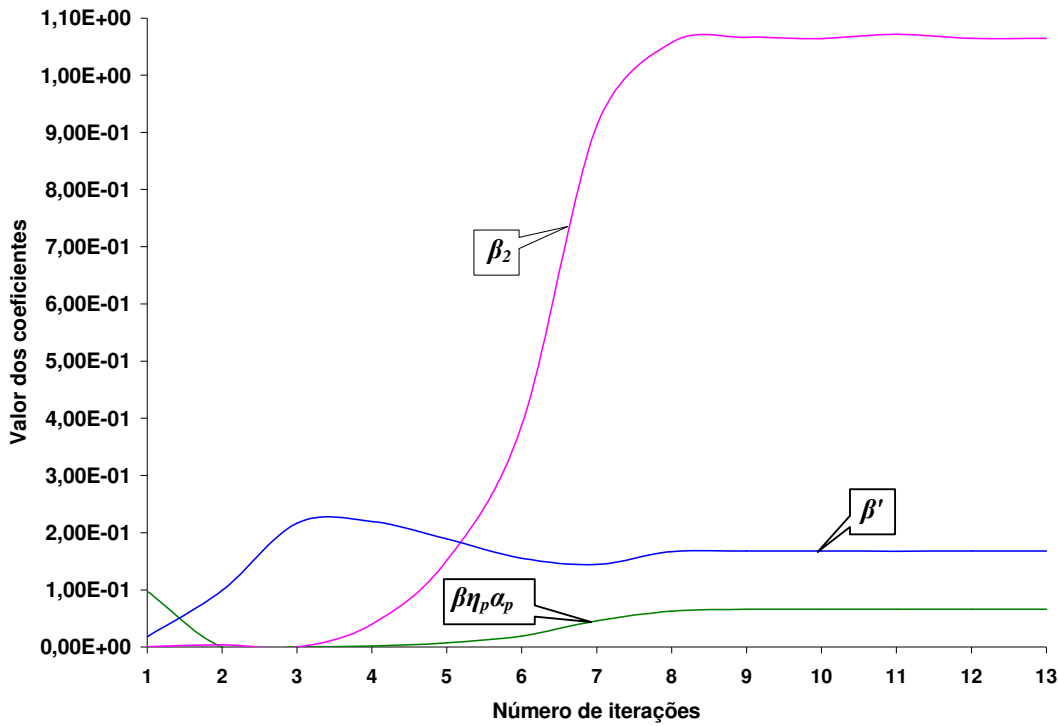


Figura 21: Exemplo de convergência do algoritmo de Marquardt de regressão não-linear (BSOLVE) para a determinação dos valores dos coeficientes β' , $\beta\eta_p\alpha_p$ e β_2 .

Para a modelação de partículas nos modelos mono e polidisperso, o algoritmo utiliza a aproximação por diferenças centrais no cálculo da concentração final (de saída), que avalia o valor no ponto central a partir dos valores nos pontos anterior e posterior.

Para o modelo monodisperso de remoção de turbidez em termos de concentração de SST, a aproximação no cálculo da concentração final é obtida pela equação exponencial da filtração da eq. (16).

O algoritmo desenvolvido para este trabalho foi modificado do algoritmo de DHARMAPPA (2000) em linguagem FORTRAN para Windows (APÊNDICE A). O programa pode ser utilizado para mono e polidispersão, para partículas por unidade de volume ou concentração de SST (em massa por unidade de volume), bem como para utilização de modelos de eficiência inicial de remoção ou com a utilização desse parâmetro obtido por dados experimentais.

4.4. Eficiência Inicial de Remoção para Escoamento Ascendente

Como considerado no capítulo anterior, os modelos apresentados para a obtenção da eficiência inicial de remoção foram concebidos para a filtração descendente.

Embora se tenha preconizado sua utilização também para a filtração ascendente, os modelos para o cálculo da eficiência inicial de remoção na filtração descendente não podem ter sua aplicação generalizada para o caso de escoamento no sentido oposto (TIEN, 1989).

Experimentos com leitos filtrantes de areia na filtração em aerosol com partículas monodispersas de cerca de 1 μm em ambas as direções de escoamento, ascensional e descensional, mostraram uma diferença na eficiência de remoção das partículas (THOMAS et al., 1971).

Segundo THOMAS et al. (1971), esta diferença se deve ao efeito gravitacional no sentido do escoamento. Para o caso da filtração ascendente o sentido do vetor aceleração gravitacional é contrário ao do vetor velocidade do fluido (fluido + partículas), ao passo que na filtração descensional ambos os vetores têm mesmo sentido.

O mecanismo de remoção de partículas que sofre alteração pela variação do sentido do escoamento, ou seja, pelo efeito gravitacional, é o mecanismo de remoção pela sedimentação ou sedimentação gravitacional (considerada no capítulo 3).

Para THOMAS et al. (1971), a penetração mais profunda da partícula no leito filtrante, no caso do escoamento ascensional poderia explicar a variação da eficiência global de remoção de partículas na filtração.

4.4.1. Concepção de GEBHART et al. (1973)

GEBHART et al. (1973) demonstraram a diferenciação existente entre a sedimentação gravitacional em um escoamento ascendente e descendente, em termos do comportamento hidrodinâmico da partícula frente às linhas de corrente ou de fluxo.

Supondo que a linha de fluxo faça um ângulo β com a vertical, então a $tg\beta$ é dada em função das componentes x e y das coordenadas polares (r , θ) de um escoamento bidimensional.

Neste caso, as componentes V_{Sx} e V_{Sy} da velocidade de sedimentação são relacionadas com a velocidade U do fluido, cuja fonte dista bastante em relação à esfera do coletor, conforme Figura 22.

Portanto, se U_x é a velocidade relativa na direção x (vertical), a velocidade de sedimentação normalizada em relação à velocidade do fluido (V_s/U) deve ser subtraída ou somada, dependendo do sentido do escoamento.

Desta forma, o ângulo β diminui no caso do fluxo descendente – eq. (133) e Figura 22(a) – e aumenta para o caso do fluxo ascendente – eq. (134) e Figura 22(b), conforme:

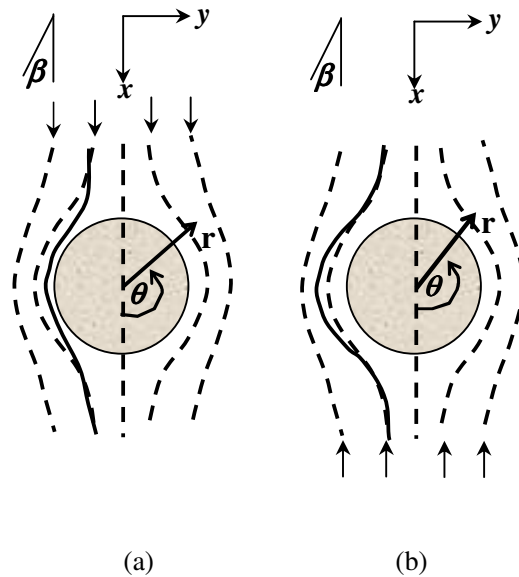


Figura 22: Modelo qualitativo do efeito do sentido do escoamento na eficiência da filtração em meio poroso – Adaptado de GEBHART et al. (1973).

$$|tg\beta|_{\downarrow} = \frac{U_y(r, \theta)}{U_x(r, \theta) + V_s/U} \quad (133)$$

$$|tg\beta|_{\uparrow} = \frac{U_y(r, \theta)}{U_x(r, \theta) - V_s/U} \quad (134)$$

O ângulo β da trajetória da partícula em torno do grão coletor pode ser mensurado experimentalmente e segundo GEBHART et al. (1973), há a seguinte relação, conforme as expressões mostradas nas eq. (135) e (136):

$$\frac{C \downarrow}{C_0} = \exp \left[- \left(k + a \frac{V_s^b}{U^c} \right) L \right] \quad (135)$$

$$\frac{C \uparrow}{C_0} = \exp \left[- \left(k - a \frac{V_s^b}{U^c} \right) L \right] \quad (136)$$

onde: C e C_0 são a concentração final e a concentração inicial de partículas na filtração, respectivamente; k representa a soma de todos os demais mecanismos de eficiência de remoção que não dependem do sentido do escoamento; V_s é a velocidade de sedimentação; U é a velocidade do fluido; L é a altura ou profundidade da camada ou filtro e a é um fator empírico, ao passo que b e c são expoentes empíricos.

Ou seja, para a relação entre as duas direções tem-se:

$$\frac{C \uparrow}{C \downarrow} = \exp \left[2 a \frac{V_s^b}{U^c} L \right] \quad (137)$$

Ou ainda na forma de logaritmo neperiano:

$$\ln \left(\frac{C \uparrow}{C \downarrow} \right) = 2 a V_s^b \left(\frac{1}{U} \right)^c L \quad (138)$$

GEBHART et al. (1973) construíram dois gráficos em escala bilogarítmica, para V_s e $1/U$, e obtiveram os seguintes valores dos coeficientes angulares das retas: $b = 0,69$ e $c = 0,90$. O valor de a pode ser obtido da soma das constantes d_1 e d_2 das equações de linearização bilogarítmica (139) e (140), respectivamente, conforme Figuras 23a e 23b. Ou seja, pode-se obter o valor de “ a ” a partir da eq. (141):

$$\lg \left\langle \ln \left(\frac{C \uparrow}{C \downarrow} \right) \right\rangle = b \lg V_s + d_1 \quad (139)$$

$$\lg \left\langle \ln \left(\frac{C \uparrow}{C \downarrow} \right) \right\rangle = c \lg \left(\frac{1}{U} \right) + d_2 \quad (140)$$

$$\log(2aL) = d_1 + d_2 \quad (141)$$

Os coeficientes lineares das retas dos gráficos das Figuras 23a e 23b, d_1 e d_2 da eq. (141), podem ser obtidos pelas equações de regressão nelas apresentadas. As Figuras foram reproduzidas a partir dos dados de GEBHART et al. (1973).

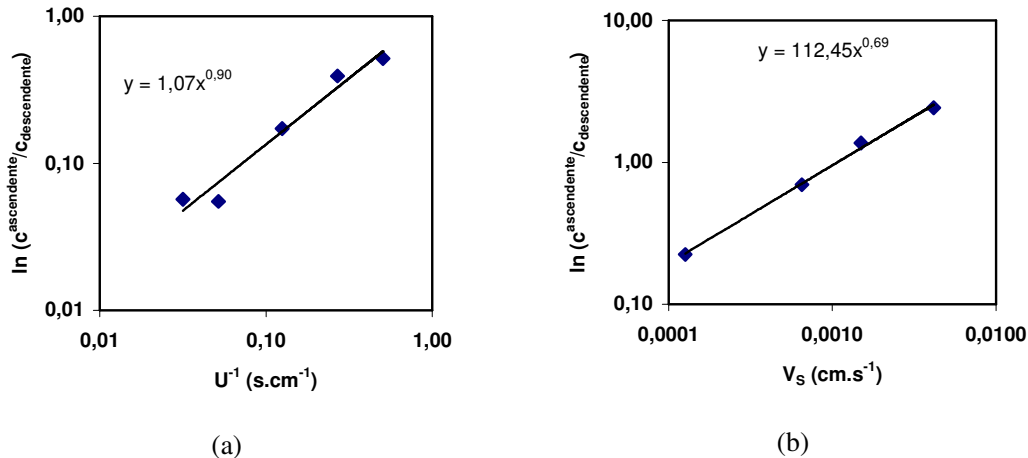


Figura 23: Gráficos de regressão para a obtenção do coeficiente a e dos expoentes b e c do modelo de GEBHART et al. (1973)– Fonte: Adaptado de GEBHART et al. (1973).

O valor de L utilizado por GEBHART et al. (1973) foi de 41 cm, o que conduz a um valor de a , de aproximadamente 0,02. A eficiência de remoção relativa à sedimentação gravitacional resultante será, conforme arranjo da eq. (142):

$$\eta_G = -0,02 \frac{V_s^{0,69}}{U^{0,9}} \quad (142)$$

Deve-se notar que a equação (142) deverá ser aplicada à parcela devida a eficiência da sedimentação gravitacional que é expressa pelo número gravitacional (N_G), no cálculo dos modelos de eficiência inicial total do coletor.

Segundo THOMAS et al. (1971), para a velocidade em torno de $0,001 \text{ m.s}^{-1}$, a difusão e a sedimentação gravitacional são predominantes entre os mecanismos de retenção de partículas na filtração, ao passo que o impacto inercial e a interceptação são praticamente desprezíveis, fato posteriormente corroborado pela abordagem de GEBHART et al. (1973).

4.4.2. Concepção de PARETSKY et al. (1971)

PARETSKY et al. (1971) também realizaram experimentos com filtração em aerosol em escoamentos de direções opostas verticalmente, bem como para filtração horizontal em filtro de areia, considerando os mecanismos de remoção pela difusão, sedimentação gravitacional, interceptação e impacto inercial na filtração.

PARETSKY et al. (1971) concluíram que a eficiência devida à sedimentação gravitacional para baixas velocidades (menores que $0,01 \text{ m.s}^{-1}$) é independente da granulometria do filtro, embora não tenham verificado a influência da variação do tamanho da partícula (partículas de $1,1 \mu\text{m}$ de poliestireno).

THOMAS et al. (1971) descreveram as equações que consideram o sentido do escoamento no cálculo da eficiência de remoção pela sedimentação gravitacional:

$$\eta_G \downarrow = (1 + N_R) G \quad (143)$$

$$\eta_G \uparrow = - (1 + N_R) G \quad (144)$$

onde: $\eta_G \uparrow$ e $\eta_G \downarrow$ são a eficiência de remoção relativa à sedimentação gravitacional para escoamento ascendente e descendente, respectivamente; N_R é o número de interceptação ou relação de tamanhos ($\frac{d_p}{d_c}$) e G é a relação entre a velocidade de sedimentação da partícula (V_s) e a velocidade superficial ou velocidade de filtração (U): ($\frac{V_s}{U}$).

Portanto a eficiência total de remoção da particular será diferente para filtração ascendente e descendente, respectivamente:

$$\eta \uparrow = \eta^* + \eta_G \uparrow \quad (145)$$

$$\eta \downarrow = \eta^* + \eta_G \downarrow \quad (146)$$

onde: η é a eficiência total de remoção de partículas pelo coletor e η^* é a eficiência de remoção de partículas devido a todos os demais mecanismos de remoção, excetuando-se a sedimentação gravitacional.

A relação apresentada pelas eq. (143) a (146) demonstra claramente que se pode obter o efeito gravitacional da eficiência de remoção pelo mecanismo de sedimentação gravitacional pela comparação entre as eficiências totais de filtração de experimentos semelhantes com escoamento de sentidos opostos (ascendente e descendente):

$$\eta_{\downarrow} - \eta_{\uparrow} = 2\eta_G \downarrow \quad (147)$$

Paretsky et al. (1971) apresentaram as seguintes correlações entre as eficiências de remoção de partículas para escoamento ascendente e descendente:

$$\eta_G \uparrow = 0,0375 N_G^{1/2} \quad (148)$$

$$\eta_G \downarrow = \eta_G \uparrow + 0,21 N_G^{0,78} \quad (149)$$

É interessante ressaltar que para TIEN (1989) não haveria muita diferença entre os valores obtidos pelas correlações apresentadas nas equações (148) e (149).

4.4.3. Conceção Proposta

Tanto para o modelo de Yao – Habibian quanto para o modelo de Lee-Gieske, a eficiência inicial de remoção é uma função dos adimensionais: número de Peclet (N_{Pe}), número de interceptação (N_R) e o número gravitacional (N_G). A diferença é que o primeiro utiliza a relação de Happel (A_S) para o parâmetro de porosidade, ao passo que o segundo utiliza os parâmetros de Lee-Gieske (K_W e p).

O modelo RT para o cálculo da eficiência inicial de remoção é uma função dos adimensionais apresentados na eq. (150), ao passo que para TUFENKJI & ELIMELECH (2004), o modelo para o cálculo da eficiência inicial de remoção também é função dos adimensionais apresentados na eq. (151), ambos na forma $\eta = \eta_D + \eta_I + \eta_G$ (DARBY et al., 1992):

$$\eta = F(A_S, N_{Pe}, N_{Lo}, N_R, N_G) \quad (150)$$

$$\eta = F(A_S, N_{Pe}, N_R, N_{vdW}, N_A, N_G) \quad (151)$$

A Tabela 7 mostra modelos para cálculo da eficiência inicial de remoção para escoamento descendente a serem adaptados para escoamento ascendente, utilizados nesta proposta e que se constituem de três componentes, a saber: difusão (η_D), interceptação (η_I) e sedimentação gravitacional (η_G) $\Rightarrow (\eta = \eta_D + \eta_I + \eta_G)$.

A parcela da eficiência relativa à sedimentação gravitacional η_G é que sofre alteração em razão do sentido do escoamento, seja ascendente ou descendente.

Pode-se observar que as equações, elencadas na Tabela 7, apresentam os coeficientes a_n , b_n ($n = 1, 2$, e 3), c_n ($n = 1$ e 2) e d_n ($n = 3$) na parcela da eficiência relativa à eficiência por sedimentação gravitacional (η_G).

Tabela 7: Quadro resumo dos modelos para cálculo da eficiência inicial de remoção para escoamento descendente a serem adaptados para escoamento ascendente.

Modelo	Equação da eficiência
Yao-Habibian Modificado ou Happel Modificado (YH)	$\eta = 4 A_S^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} A_S N_R^2 + a_1 N_G^{b_1}$
Lee-Gieske Modificado (LG)	$\eta = 3,54 \left(\frac{f}{K_W} \right)^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} \frac{f \cdot N_R^2}{K_W (1 + N_R)^p} + a_1 N_G^{b_1}$
Rajagopalan e Tien (RT)	$\eta = 4 A_S^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + A_S N_{Lo}^{1/8} N_R^{15/8} + a_2 A_S N_G^{b_2} N_R^{c_2}$
Tufenkji e Elimelech (TE)	$\eta = 2,4 A_S^{1/3} N_{Pe}^{-0,715} N_R^{-0,081} N_{vdW}^{-0,052} + 0,55 A_S N_A^{0,125} N_R^{1,675} + a_3 N_G^{b_3} N_R^{c_3} N_{vdW}^{d_3}$

Observe que os dois primeiros modelos, (YH) e (LG) ensejam no número gravitacional (N_G) toda a influência na composição da parcela de eficiência por sedimentação gravitacional (η_G), conforme Tabela 7. O mesmo não ocorre com os modelos (RT) e (TE), que consideram outras influências para compor a parcela de eficiência por sedimentação gravitacional.

O modelo (RT) considera a relação de tamanhos entre partícula e coletor, por intermédio do número de interceptação (N_R) e a porosidade, pela presença do Parâmetro de Happel (A_S).

O modelo (TE), além de considerar a relação de tamanhos entre partícula e coletor, considera a interação da energia térmica da partícula com a força de atração de van der Waals que é dependente da distância entre partícula e coletor. Entretanto, o comportamento hidrodinâmico da trajetória da partícula frente ao sentido do escoamento é aspecto preponderante na definição da eficiência inicial do coletor.

4.4.3.1. Influência da Gravidade na Trajetória da Partícula

A Figura 24 apresenta a malha do domínio e um detalhe no entorno do grão coletor utilizado em duas simulações para trajetória de partículas via Ferramenta Computacional Fluidodinâmica – CFD (das iniciais em inglês: *Computational Fluid Dynamics*) objetivando uma análise qualitativa da influência do vetor gravitacional no transporte e remoção de partículas em função do sentido do escoamento.

A Tabela 8 apresenta um quadro resumo das características gerais do domínio e das simulações para a trajetória de partículas em escoamento descendente e ascendente via ferramenta de CFD.

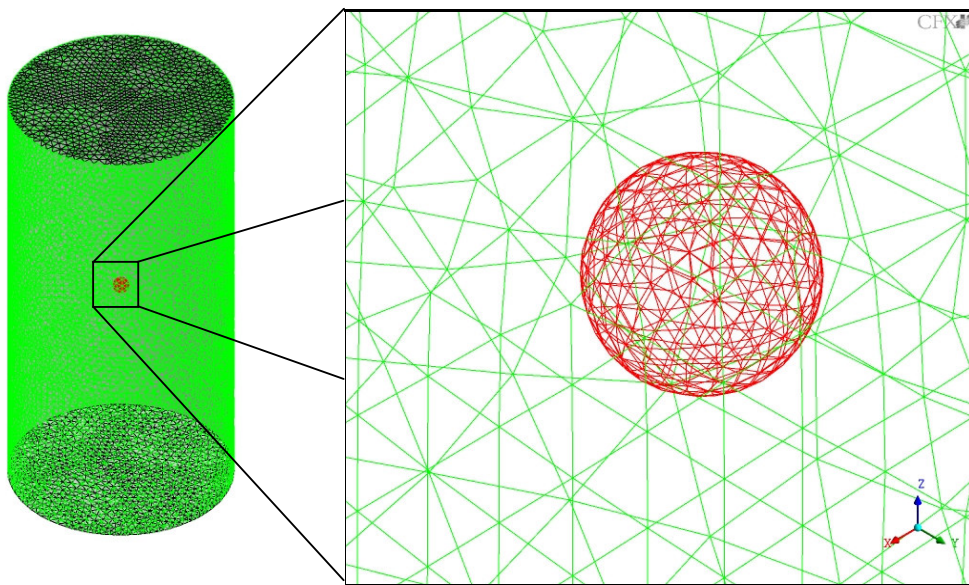


Figura 24: Malha do domínio e detalhe no entorno do grão coletor utilizado nas simulações para trajetória de partículas via CFD

Tabela 8: Quadro resumo das características gerais do domínio e das simulações para a trajetória de partículas via CFD em escoamento descendente e ascendente.

Domínio			
Dimensões do cilindro	Diâmetro = 15,0 cm; Altura = 30,0 cm.		
Dimensões da esfera	Diâmetro = 1,0 cm		
Número de nós	78898		
Número de Elementos Tetraédricos	425725		
Número de Elementos Prismáticos	3340		
Número de faces	16692		
Fluido e Partículas			
	Água		Partículas
Temperatura	25 °C	Temperatura	25 °C
Viscosidade Dinâmica	$8,899 \cdot 10^{-4} \text{ kg.m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$	Massa específica	2600 kg.m^{-3}
Massa específica	998 kg.m^{-3}	Diâmetros das partículas	2,1 e 21,0 μm
Número de Reynolds	≈ 50	Coefficiente de Restituição	1
Simulação			
Passo no tempo	0,2 s		
Tempo de Simulação	20,0 s		
Características de Processamento	Processadores Opteron 64bits 3 GHz (Cluster)		
Tempo de Trajetória das partículas	100 s		
Tempo de Processamento da CPU	$1,121 \cdot 10^4 \text{ s}$		
Condições iniciais e de Contorno			
Laterais	Paredes		
Superior	Aberto (Ascendente); Entrada (Descendente)		
Inferior	Aberto (Descendente); Entrada (Ascendente)		
Aceleração da Gravidade (direção z)	$-9,806 \text{ m.s}^{-2}$ (Ascendente); $9,806 \text{ m.s}^{-2}$ (Descendente)		
Condições de Entrada	$u(\text{Água}) = 0$; $u(\text{Partículas}) = 0$; $v(\text{Água}) = 0$; $v(\text{Partículas}) = 0$; $w(\text{Água}) = 4,4628 \cdot 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$; $w(\text{Partículas}) = 4,4628 \cdot 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$; $P(\text{Água}) = 0$.		
Condições de Saída	$du/dz(\text{Água}) = 0$; $du/dz(\text{Partículas}) = 0$; $dv/dz(\text{Água}) = 0$; $dv/dz(\text{Partículas}) = 0$; $dw/dz(\text{Água}) = 0$; $dw/dz(\text{Partículas}) = 0$; $P(\text{Água}) = 0$.		
Condições Iniciais	$u(\text{Água}) = 0 \text{ m.s}^{-1}$; $u(\text{Partículas}) = 0$; $v(\text{Água}) = 0$; $v(\text{Partículas}) = 0$; $w(\text{Água}) = 0$; $w(\text{Partículas}) = 0$; $P(\text{Água}) = 0$.		

A ferramenta computacional utilizada para a simulação do escoamento ascendente/descendente em torno do grão coletor foi o software Ansys CFX[®] 10.0. Este software foi desenvolvido pela AEA Technology – Engineering Software. Esta ferramenta é composta por três módulos: CFX[®]-Pre, CFX[®]-Solver e CFX[®]-Post. Cada módulo é responsável por uma das etapas da modelação.

Como primeiro passo é necessária a concepção da geometria (dimensões) do domínio do problema a ser simulado. Esta geometria pode ser concebida com as ferramentas do Workbench da Ansys, no ICEM-CFD ou ainda em outros softwares de desenho tipo CAD (Solid Edge, AutoCAD, etc.) para posteriormente ser importado por softwares geradores de malha.

Entre os softwares geradores de malha compatíveis com o Ansys CFX[®] 10.0 esta o CFX[®]-Mesh utilizado neste trabalho. A geometria do domínio construída é importada pelo software de geração de malha, na qual são nomeadas as faces do domínio. As malhas podem ser ortogonais ou não ortogonais. As malhas não ortogonais podem ser tetraédricas ou hexaédricas, com faces triangulares ou quadrangulares ou ainda prismáticas (nas faces que representam paredes).

Nesta etapa é possível determinar o grau de refinamento da malha para as faces ou contornos, possibilitando a construção de malhas mais finas em regiões de interesse e mais grosseira em regiões de menor importância para a análise dos resultados.

Na etapa seguinte utiliza-se o módulo de pré-processamento do CFX[®] (CFX[®]-Pre) na qual são definidas as condições do domínio, de contorno, iniciais e as condições numéricas da simulação.

As condições de contorno para simulação podem ser assim divididas:

- Entrada (inlet): É a face do domínio de fluido em que é inserida a condição de entrada, onde o fluido escoar somente para dentro do domínio;
- Saída (outlet): As condições de saída representam o fluido que escoar somente para fora do domínio;
- Aberto (opening). O fluido pode escoar para fora ou para dentro do domínio, simultaneamente, dependendo das condições do escoamento. Normalmente utiliza-se esta condição na região do domínio em contato com a pressão atmosférica;
- Parede (wall). As paredes representam as condições de contorno impermeável ao escoamento. Existem as condições de parede sem resistência (free slip) – utilizada nesta tese – parede lisa (smooth wall) ou parede rugosa (rough wall).

Para o fluido, considera-se a hipótese da continuidade e que este seja newtoniano. Nestas condições, são utilizadas as equações associadas aos princípios de conservação, tanto para o fluido como para partícula:

- Conservação da massa;
- Conservação da quantidade de movimento (Equações de Navier-Stokes);
- Conservação da Energia;
- Considerando as hipóteses de escoamentos incompressíveis e propriedades físicas constantes;
- Considerando uma partícula discreta escoando em um fluido contínuo;

Em relação a esta última condição, as forças que agem nesta partícula e que afetam a sua aceleração são devido à diferença de velocidade entre a partícula e o fluido e devido ao deslocamento do fluido pela partícula. A equação de movimento para cada partícula foi descrita por Basset, Boussinesq e Oseen (CFX, 2004).

A equação para o movimento possui o termo de aceleração da partícula em ambos os lados da equação e, dessa forma, a solução só pode ser encontrada por meio de um método iterativo. Em geral, o termo de gradiente de pressão e o termo de Basset para a força são somente significativos quando a massa específica do fluido é próxima ou maior que a massa específica da partícula, como no caso apresentado nesta tese.

Se a uma partícula inercial estiver relacionada uma diferença instantânea de velocidade entre esta e o fluido, a resultante rotação é representada no transporte da partícula. Um coeficiente de arrasto é introduzido no modelo com base em valores experimentais obtidos do arrasto viscoso de uma esfera sólida (CFX, 2004).

Nas etapas de resolução do problema e na visualização dos resultados obtidos pela simulação utiliza-se os demais módulos, respectivamente, CFX[®]-Solver e CFX[®]-Post. No caso do módulo CFX[®]-Solver são adotadas as condições de simulação em relação ao incremento (“passo”) no tempo e demais condições de simulação. Utilizou-se o critério de convergência do erro quadrático médio (RMS – *Root Mean Square*) com valor para objetivo de convergência de 10^{-5} . O processo numérico da simulação é apresentado durante o cálculo, sendo possível acompanhar a convergência e verificar a ocorrência de possíveis problemas numéricos.

O módulo CFX[®]-Post é responsável pela geração dos resultados. Neste módulo é possível representar graficamente as características dos escoamentos, através de vetores de velocidades, contornos que representam isolinhas de pressão, velocidade, concentração, etc; além de ferramentas diversas que permitem visualizar iso-superfícies e gráficos para as variáveis em todo o domínio em termos de gráficos, tabelas, filmes, etc.

As Figuras 25a e 26a mostram as simulações em CFD para partículas de 2,1 μm de diâmetro em escoamento descendente e ascendente, respectivamente. Similarmente, as Figuras 27a e 28a apresentam a simulação para partículas de 21 μm de diâmetro.

As Figuras 25b e 26b apresentam uma ampliação (25 vezes) do comportamento hidrodinâmico da partícula de 2,1 μm de diâmetro frente às linhas de corrente das supracitadas Figuras 25a e 26a. Analogamente, as Figuras 27b e 28b correspondem a ampliação de 25 e 2,5 vezes, respectivamente, para partículas de 21 μm de diâmetro.

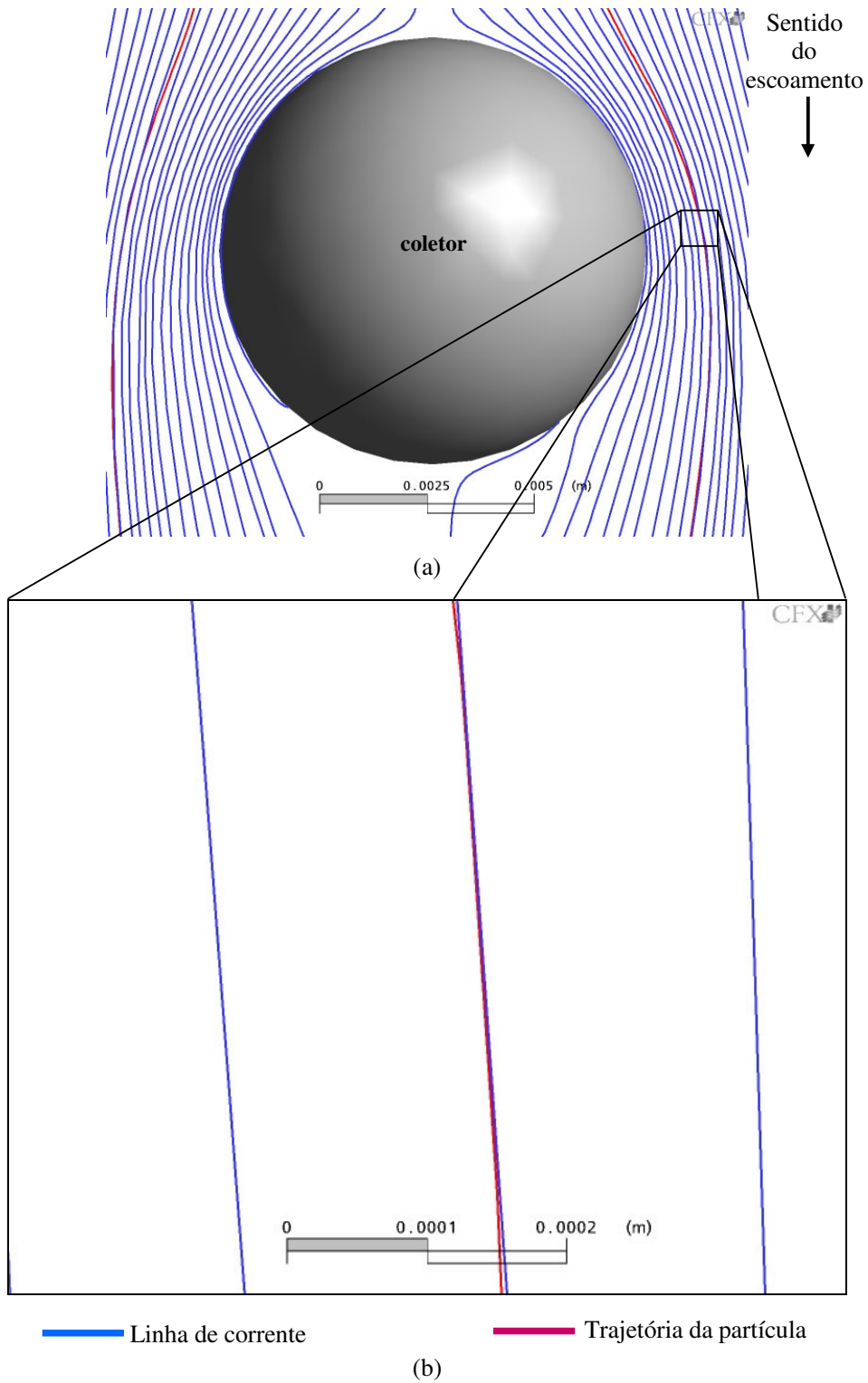


Figura 25: (a) Comportamento hidrodinâmico da partícula de diâmetro igual a $2,1 \mu\text{m}$ de diâmetro frente às linhas de corrente; (b) Detalhe ampliado em 25 vezes – Escoamento Descendente.

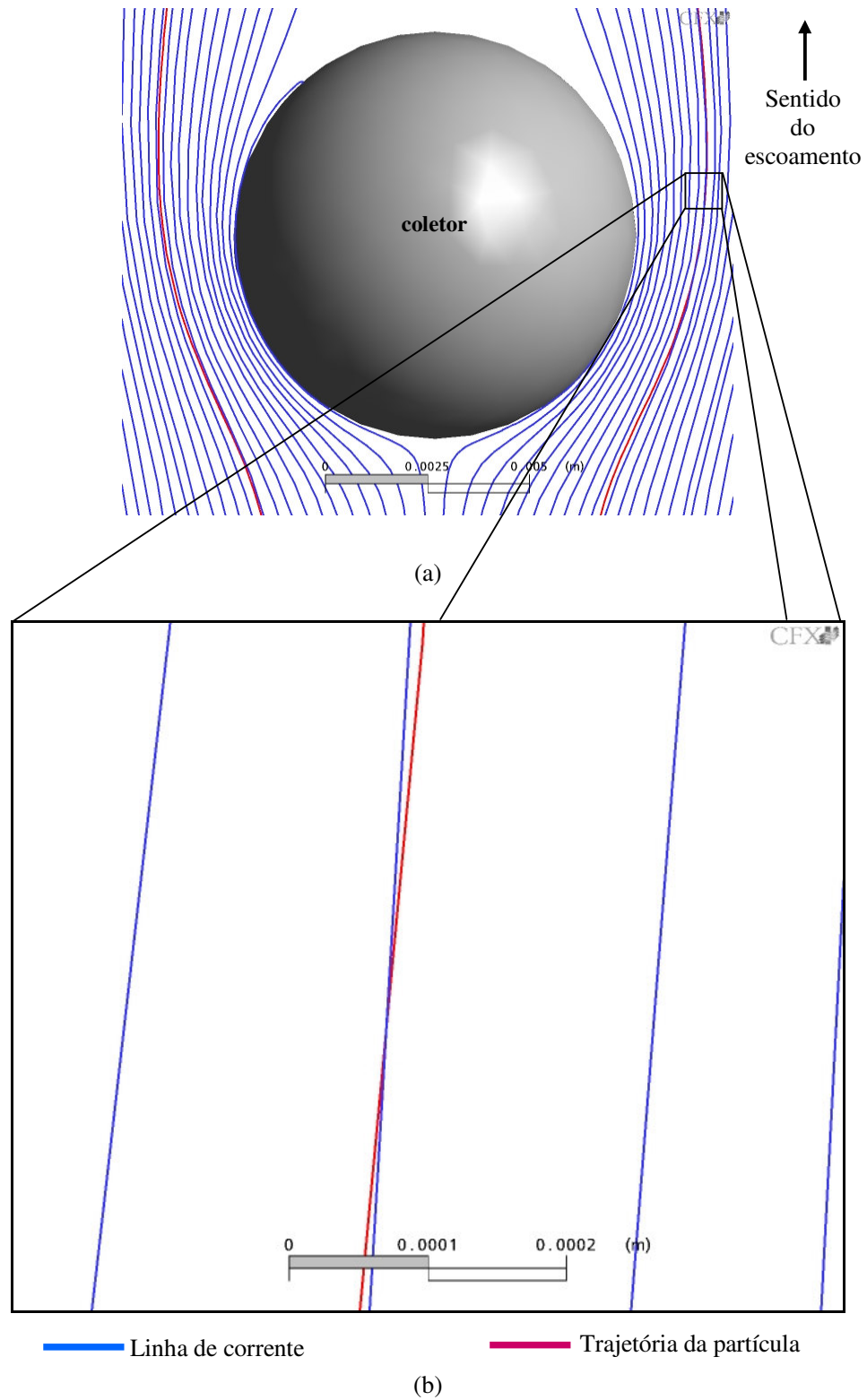


Figura 26: (a) Comportamento hidrodinâmico da partícula de diâmetro igual a $2,1 \mu\text{m}$ de diâmetro frente às linhas de corrente; (b) Detalhe ampliado em 25 vezes – Escoamento Ascendente

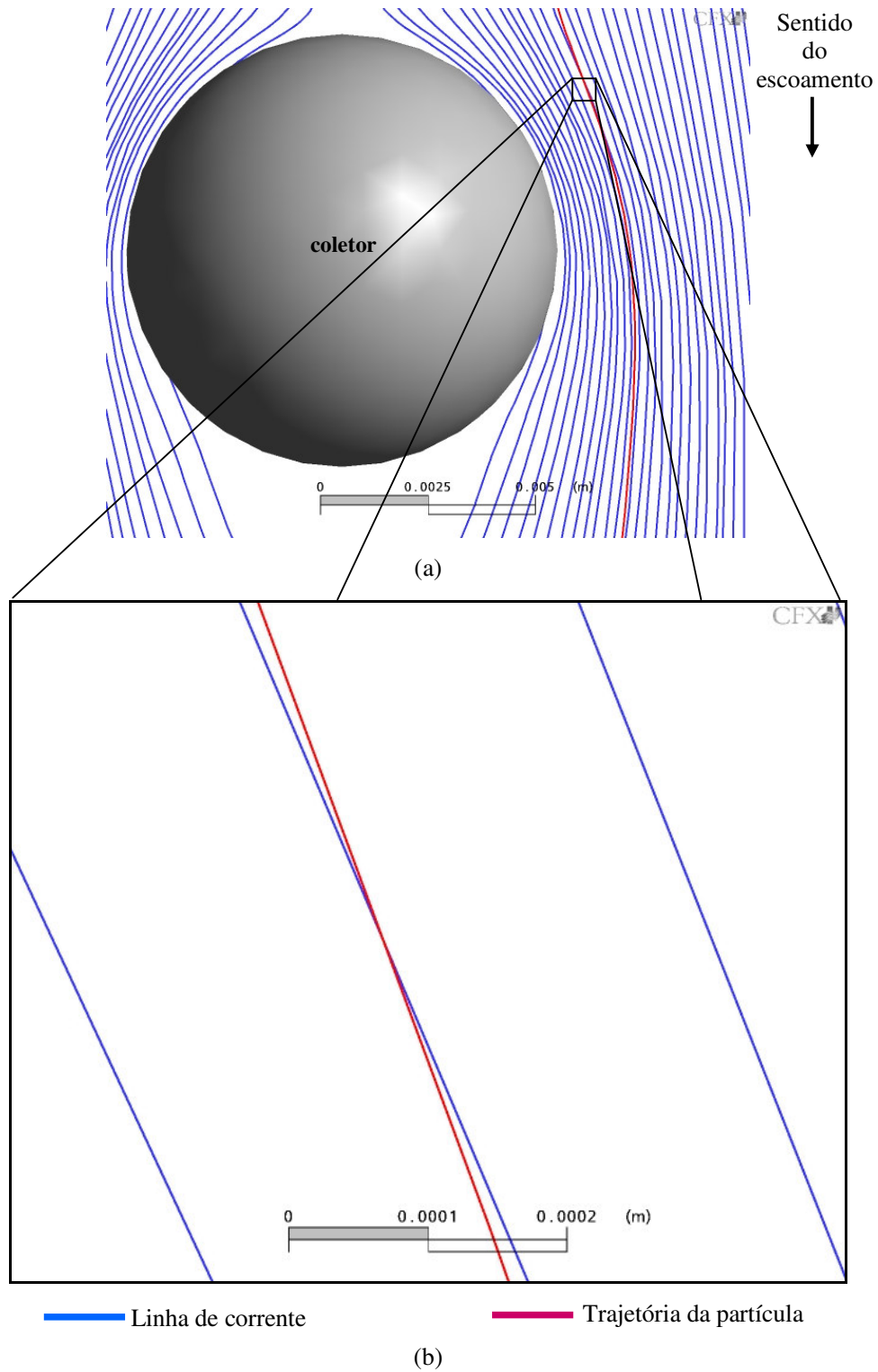


Figura 27: (a) Comportamento hidrodinâmico da partícula de diâmetro igual a $21 \mu\text{m}$ de diâmetro frente às linhas de corrente; (b) Detalhe ampliado em 25 vezes – Escoamento Descendente.

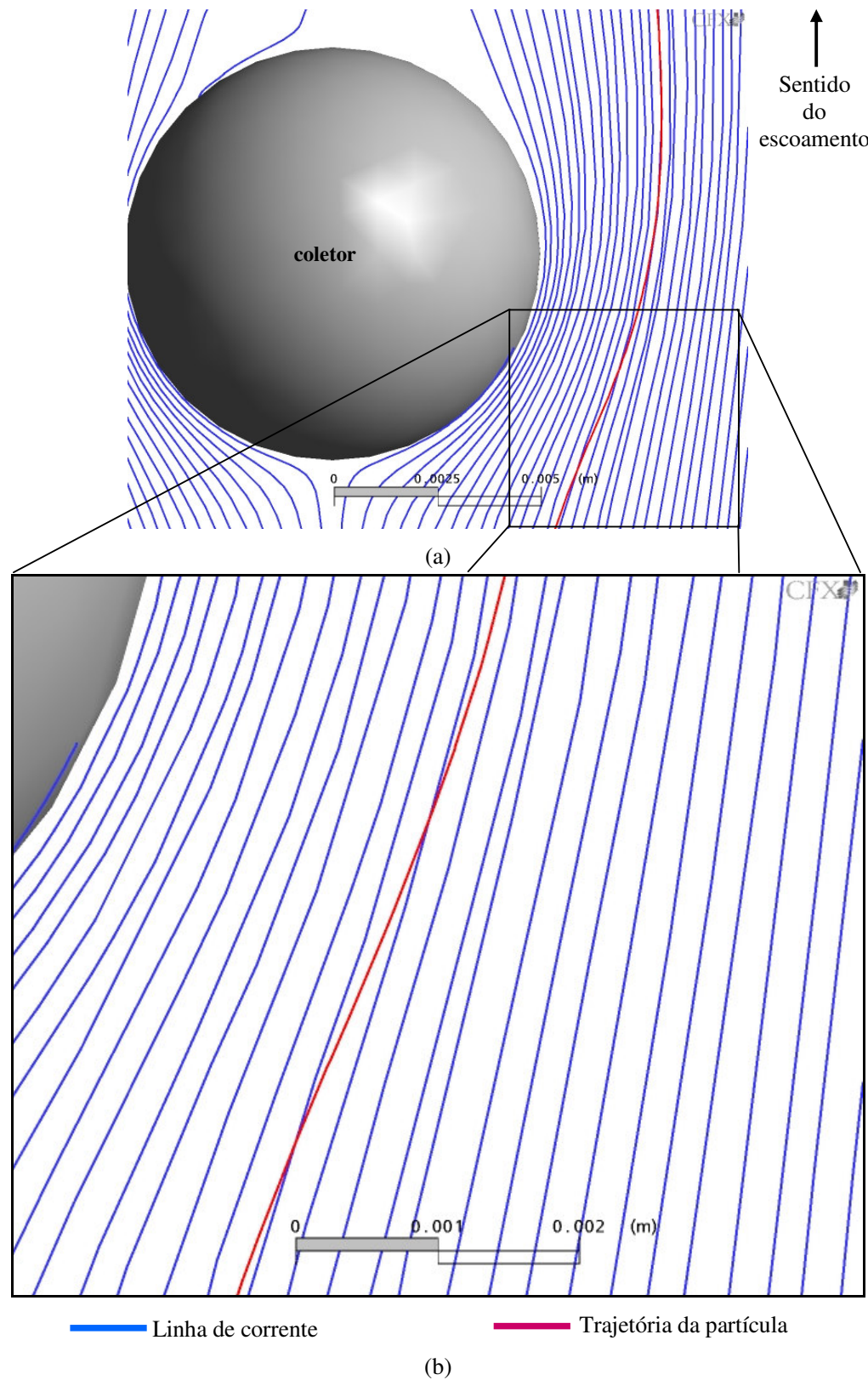


Figura 28: (a) Comportamento hidrodinâmico da partícula de diâmetro igual a 21 μm de diâmetro frente às linhas de corrente; (b) Detalhe ampliado em 2,5 vezes – Escoamento Ascendente.

O detalhe da Figura 25b mostra que, no escoamento descendente, a trajetória da partícula tangencia a linha de corrente, portanto não a cruza.

Por outro lado, no caso do escoamento ascendente, a trajetória da partícula cruza uma linha de corrente, resultando no afastamento entre coletor e partícula, conforme a Figura 26b. Este comportamento pode ser observado de forma mais acentuada comparando-se as Figuras 27 e 28, (a) e (b).

Observe na figura 27b, que a trajetória da partícula cruza a linha de corrente no escoamento descendente, entretanto, aproximando-se do coletor.

Por outro lado, no escoamento ascendente, a trajetória da partícula cruza duas linhas de corrente consecutivamente, afastando-se do coletor, conforme se observa no detalhe da Figura 28b. Note que o diâmetro da partícula é de 21 μm .

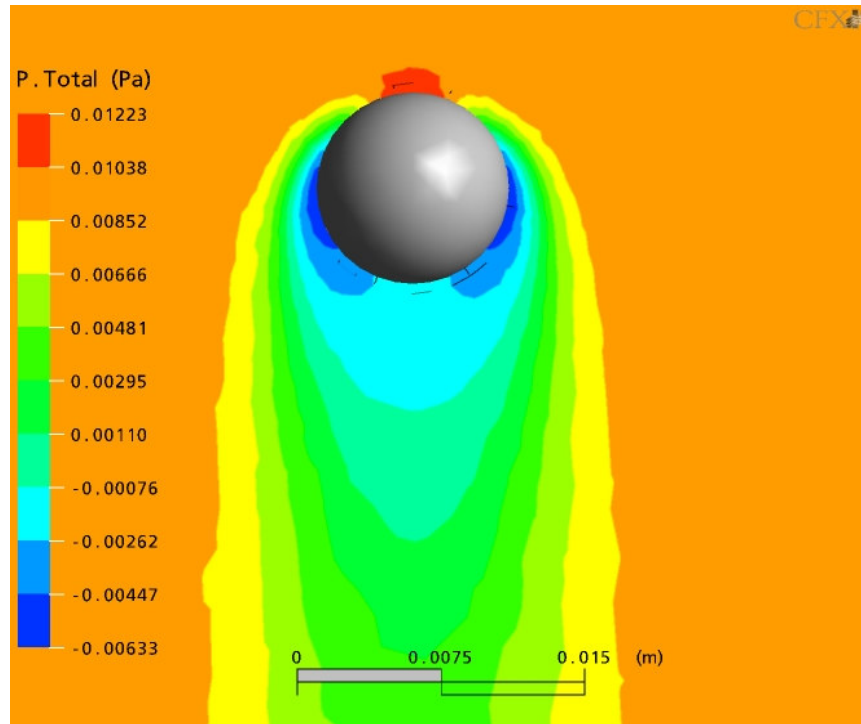
A massa da partícula é a principal responsável pela alteração mais acentuada na trajetória da partícula apresentada na Figura 28 (a) e (b).

As Figuras 29 (a) e 29 (b), mostram uma simetria no gráfico da pressão para os escoamentos de sentidos opostos.

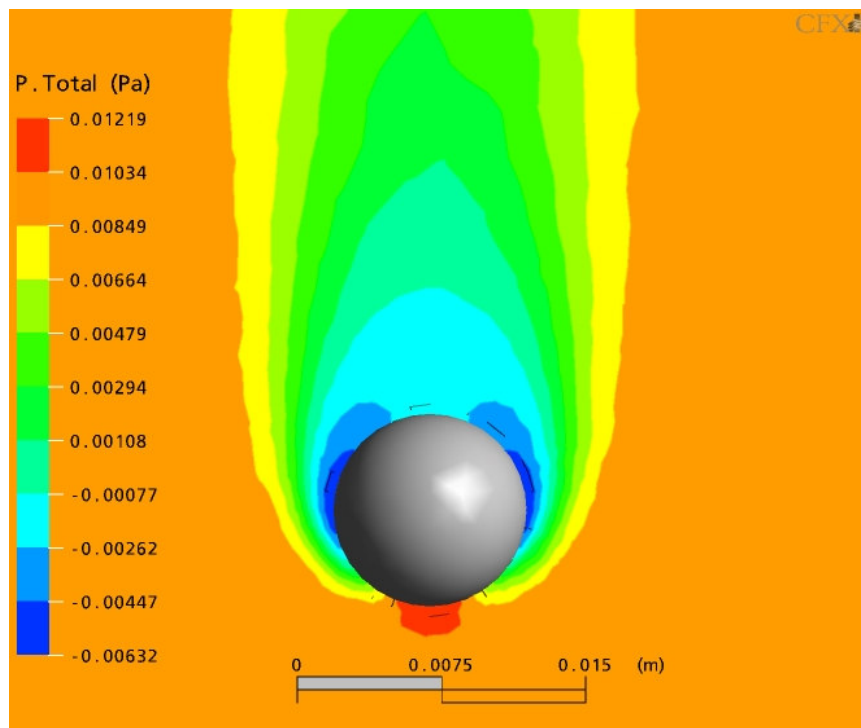
Nas Figuras 30 (a) e 30 (b) também não é possível observar diferenciação nas características dos vetores de velocidade no escoamento descendente e ascendente, respectivamente.

A análise qualitativa do comportamento hidrodinâmico de uma partícula em um escoamento ascendente/descendente no Regime Laminar de Forchheimer ($N_{Re} \approx 50$) via CFD apresentada neste capítulo corrobora algumas das observações feitas por GEBHART et al. (1973) e de PARETSKY et al. (1971) em suas respectivas concepções para o cálculo da eficiência inicial de remoção no escoamento ascendente.

Entretanto, as características hidrodinâmicas do fluido e a massa das partículas implicam na variação de outras características físico-químicas na determinação da parcela de eficiência devida à sedimentação gravitacional no cálculo da eficiência inicial total de remoção de partículas para o escoamento ascendente e que não foram consideradas nas concepções de GEBHART et al. (1973) e de PARETSKY et al. (1971).

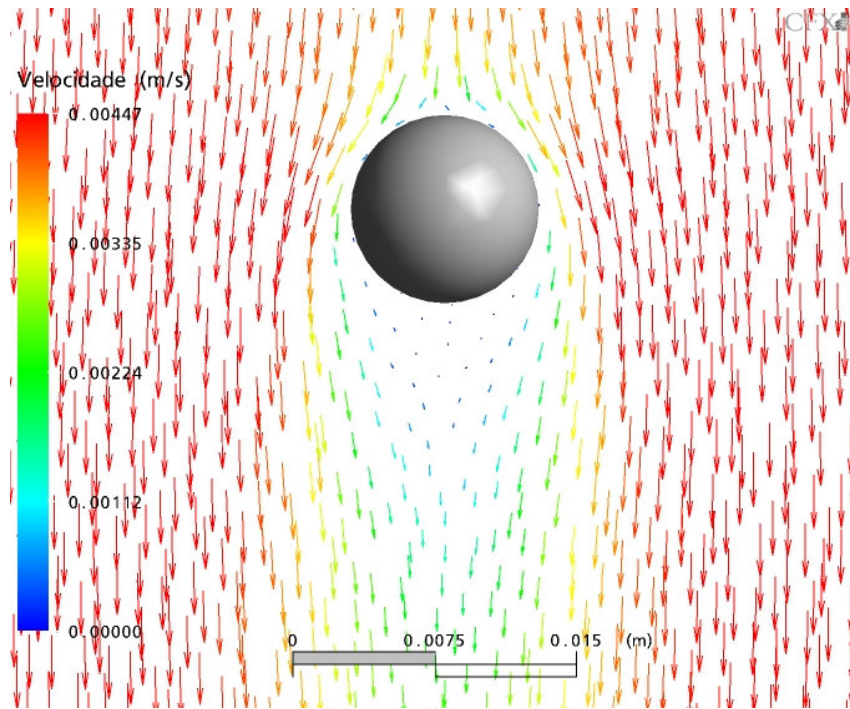


(a)

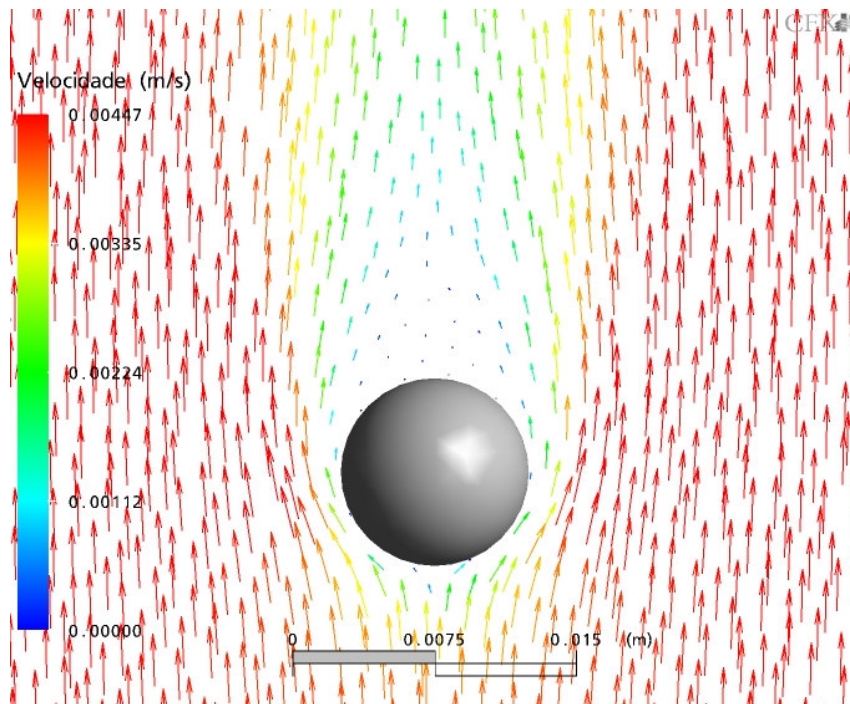


(b)

Figura 29: Gráfico da Pressão Total (Pa) para escoamento (a) Descendente e (b) Ascendente



(a)



(b)

Figura 30: Gráfico da Velocidade ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) para escoamento (a) Descendente e (b) Ascendente

De forma geral, portanto, a concepção ora proposta enseja algumas peculiaridades, na medida em que:

- É semelhante às propostas de GEBHART et al. (1973) e de PARETSKY et al. (1971):
 - ✓ Ao considerar as características hidrodinâmicas na variação do sentido do escoamento na obtenção da eficiência inicial total do coletor;

- É diferente das propostas de GEBHART et al. (1973) e de PARETSKY et al. (1971):
 - ✓ Ao não considerar a parcela de eficiência devida à sedimentação gravitacional no escoamento ascendente exclusivamente dependente do Número gravitacional (N_G);
 - ✓ Ao não considerar exclusivamente as características hidrodinâmicas na obtenção da eficiência inicial total do coletor para o escoamento ascendente;
 - ✓ Ao não subtrair a parcela de eficiência devida à sedimentação gravitacional das demais parcelas da eficiência inicial total de remoção de partículas para o escoamento ascendente;
 - ✓ Ao considerar que a parcela de eficiência devida à sedimentação gravitacional no escoamento ascendente apresente redução coerente e consistente para uma ampla faixa de valores do Número gravitacional (N_G) em relação aos modelos propostos para o escoamento descendente no cálculo da eficiência inicial total de remoção de partículas;
 - ✓ Ao considerar que a parcela de eficiência devida à sedimentação gravitacional no escoamento ascendente preserve as particularidades dos modelos propostos para o cálculo da eficiência inicial total de remoção de partículas para uma ampla faixa de valores do Número gravitacional (N_G).

Esta proposta procura considerar estas outras características contempladas nos modelos de cálculo da eficiência inicial total de remoção de partículas para escoamento descendente das quais é originária, conforme Tabela 7.

Os materiais e métodos utilizados na obtenção dos coeficientes elencados na Tabela 7, pormenores da concepção proposta neste capítulo, bem como os resultados obtidos para a eficiência inicial total de remoção serão apresentados e discutidos no capítulo seguinte.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo serão apresentados os materiais e métodos utilizados na obtenção dos dados experimentais dos ensaios de dupla filtração e de filtração direta ascendente. Os dados experimentais dos ensaios de dupla filtração foram utilizados na modelação da filtração ascendente, ao passo que os ensaios de filtração direta ascendente foram empregados na concepção dos modelos de eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente.

A análise de sensibilidade do modelo e sua calibração também são apresentadas neste capítulo, bem como os resultados referentes à correlação entre turbidez e concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) em massa por volume.

5.1. Instalação Experimental de Dupla Filtração

Os dados foram obtidos através de ensaios de instalação piloto no laboratório do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) – USP e operada por DI BERNARDO, A. (2004) e por este autor. Foram preparados dois tipos de água: a água tipo I e a água tipo II, com turbidez de 100 e 300 uT, respectivamente.

A turbidez foi introduzida através da utilização do material sobrenadante da suspensão de caulinita preparada com água do poço (EESC-USP) e sua posterior homogeneização, bem como o bombeamento para os tanques (reservatórios).

As instalações de DI BERNARDO, A. (2004) são constituídas de dois sistemas de dupla filtração, conforme esquema geral apresentado na Figura 31. O sistema 1, conforme Figura 32a, é composto de duas câmaras com meio filtrante de areia grossa, Câmaras 1 e 2, conforme indicado nos pontos de coleta: C1 e C2, respectivamente.

A Figura 33a apresenta o sistema 2, também composto de duas câmaras com meio filtrante de pedregulho, Câmaras 1 e 2, conforme indicado nos pontos de coleta: C1 e C2, respectivamente.

O coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio e as condições ótimas de dosagem e mistura rápida (tempo e gradiente de velocidade) foram obtidas por meio de ensaios em jarreste e kit de filtros de laboratório de areia (FLA).

Após a preparação, a suspensão (sobrenadante) de caulinita foi bombeada para os reservatórios (mostrados na Figura 31), que contavam com um volume de água do poço previamente reservado.

A água reservada era misturada com a suspensão de caulinita, através dos agitadores dos tanques, para posteriormente alimentarem a caixa de mistura de água bruta, onde recebia mais uma agitação, sendo então bombeada para a caixa de nível constante. A altura da caixa de nível foi fixada para assegurar adequada carga hidráulica para a operação do sistema de filtração ascendente.

A caixa de nível constante garantia a vazão desejada para o sistema, extravasando a vazão excedente que era encaminhada, através do retorno, para a caixa de mistura de água bruta.

A vazão desejada para o sistema, oriunda da caixa de nível constante, descia para a caixa de mistura rápida e recebia o coagulante. A solução de sulfato de alumínio (coagulante) era bombeada do tanque de preparação para posteriormente ser encaminhada aos sistemas de filtração.

O duto, sob pressão livre (na caixa de mistura rápida apresentada no esquema da figura 31), alimentava a entrada dos dois sistemas, que funcionavam distintamente e estavam separados por meio de um barrilete dotado de válvulas (registros).

5.2. Caracterização dos Materiais Granulares

Os materiais granulares utilizados nos filtros constam do trabalho de DI BERNARDO, A. (2004). O meio filtrante tem as seguintes características gerais: tamanho dos grãos: 1,19 a 3,36mm, tamanho efetivo = 1,41mm, coeficiente de desuniformidade = 1,42 e espessura do meio filtrante total (excetuando-se a camada suporte) = 1,4 m.

A caracterização detalhada do meio filtrante do filtro ascendente de areia grossa (Sistema 1 – Figura 32a) é mostrada na Tabela 9 e do meio filtrante do filtro ascendente de pedregulho (Sistema 2– Figura 33a) é mostrada na Tabela 10.

Tabela 9 - Camada Suporte e Meio Filtrante do Filtro Ascendente de Areia Grossa (Sistema 1).

Camada	Subcamada	Tamanho (mm)	Espessura (cm)	Esfericidade	Porosidade
6 (topo)		1,19 a 1,41	14,0	0,81	
	5	1,41 a 1,68	28,0	0,77	
	4	1,68 a 2,00	42,0	0,79	0,39
	3	2,00 a 2,38	35,0	0,78	
	2	2,38 a 3,36	21,0	0,77	
	1	12,7 a 19,0	7,5		
	2	6,4 a 12,7	7,5		
1 (suporte)	3	3,36 a 6,4	15,0	0,80	0,40
	4	6,4 a 12,7	7,5		
	5	12,7 a 19,0	7,5		
	6 (fundo)	19,0 a 25,4	10,0		

Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2004).

Tabela 10 - Meio Filtrante do Filtro Ascendente de Pedregulho (Sistema 2).

Camada	Tamanho (mm)	Espessura (cm)	Esfericidade	Porosidade
4 (topo)	2,4 a 4,8	50	0,78	
	3	4,8 a 9,6	40	0,79
	2	9,6 a 15,9	30	0,79
	1	15,9 a 25,4	20	0,80

Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2004)

No desenho esquemático da Figura 32b (Sistema 1), tem-se: C_n – Pontos de coleta de amostra, onde n é o índice referente à camada relacionada na Tabela 9 (“Coagulada” é o ponto de coleta de água bruta coagulada); P_{n+1} – Pontos de tomadas piezométricas no topo da camada, onde n (1,2...6) é o índice da respectiva camada relacionada na Tabela 9 (o índice 1 é relativo à entrada de água bruta coagulada).

O mesmo é válido para o desenho esquemático da Figura 33b (Sistema 2) e Tabela 10 para n de 1 até 4. Os pontos de coleta de amostra, bem como os de tomada piezométrica, das camadas e seus respectivos sistemas (1 e 2) doravante mencionados neste trabalho estarão referidos a tais esquemas.

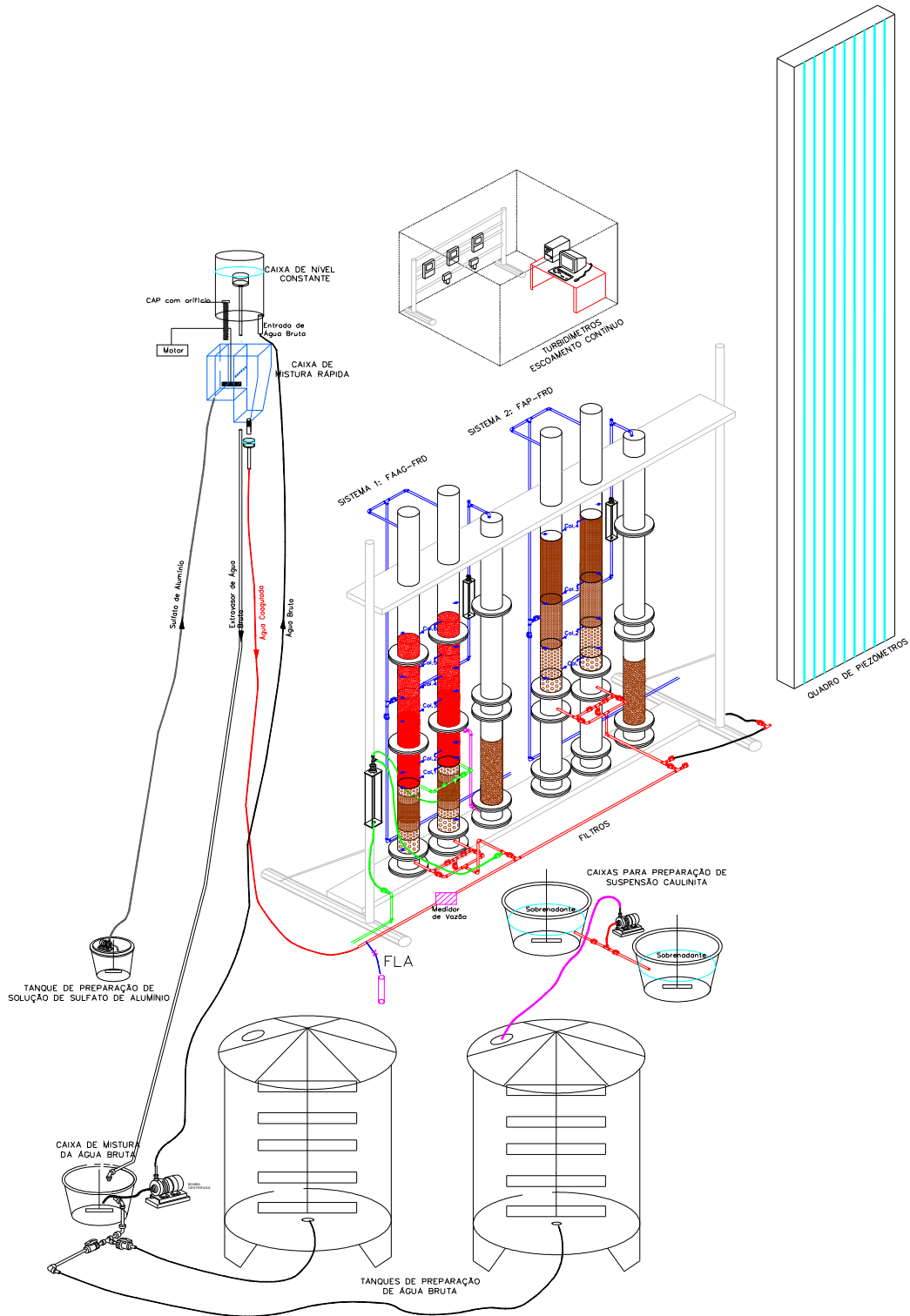


Figura 31 – Esquema Geral da Instalação Piloto.
 Fonte: DI BERNARDO, A. (2004).

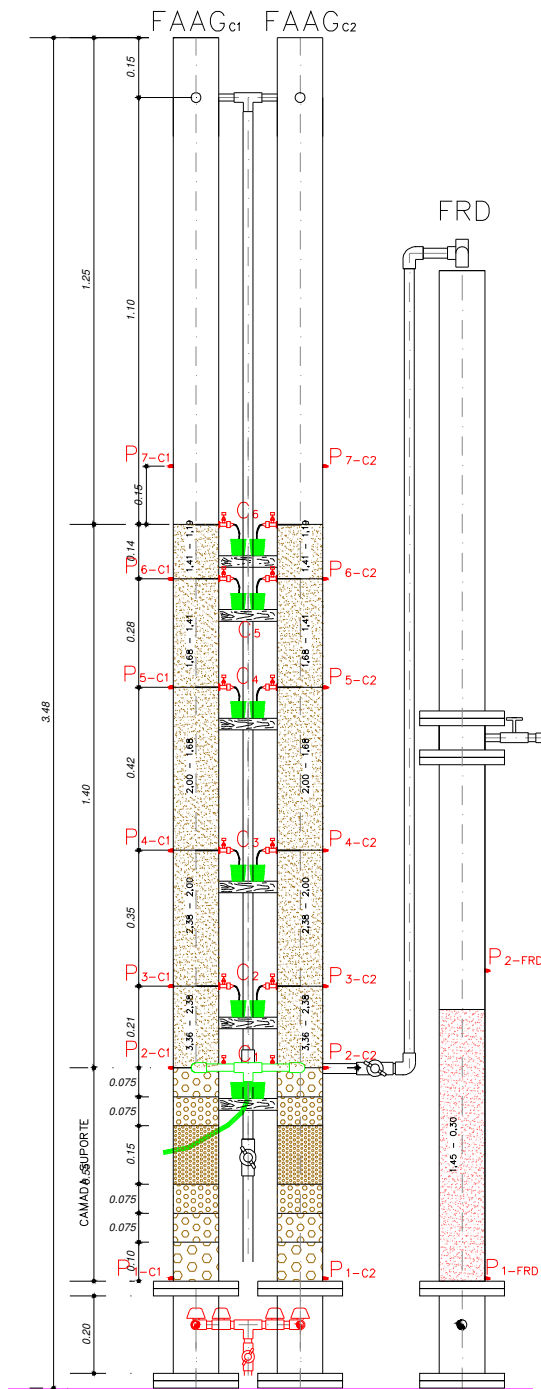


Figura 32a – Detalhe da Instalação Piloto – Sistema 1
 Fonte: adaptado de DI BERNARDO, A. (2004).

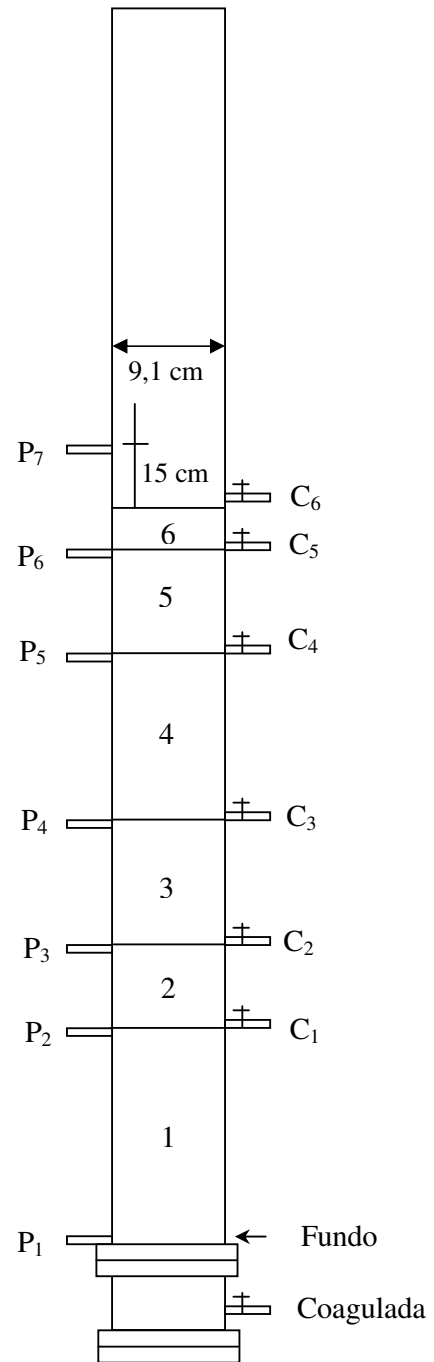


Figura 32b – Desenho esquemático do Filtro Ascendente da Instalação Piloto de Dupla filtração – Sistema 1.

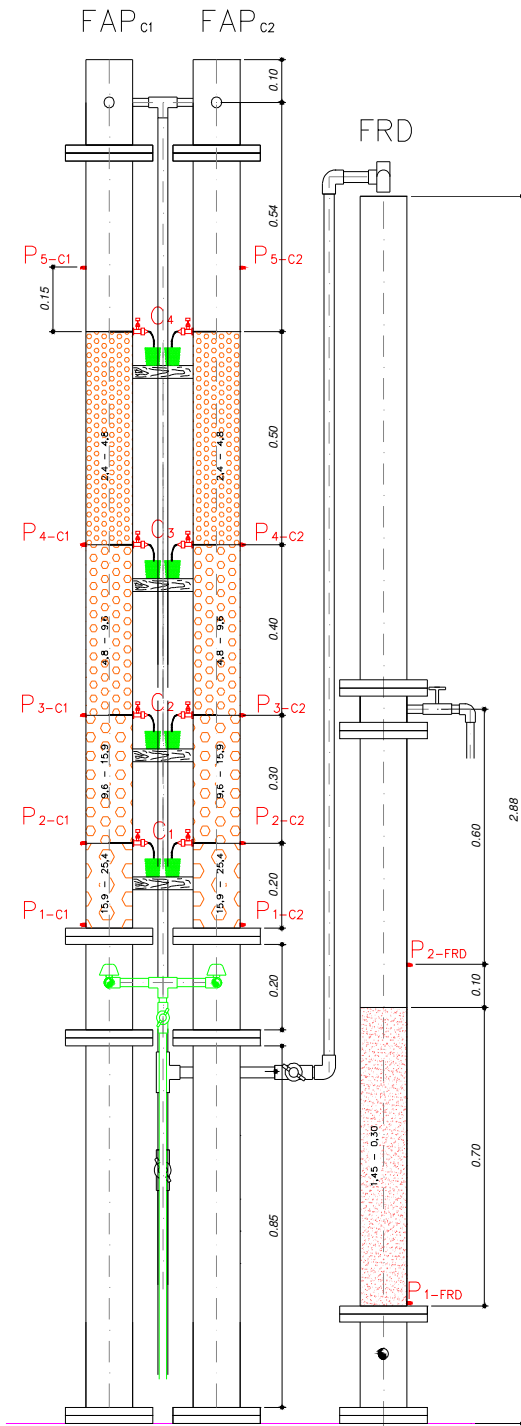


Figura 33a – Detalhe da Instalação Piloto – Sistema 2
 Fonte: adaptado de DI BERNARDO, A. (2004).

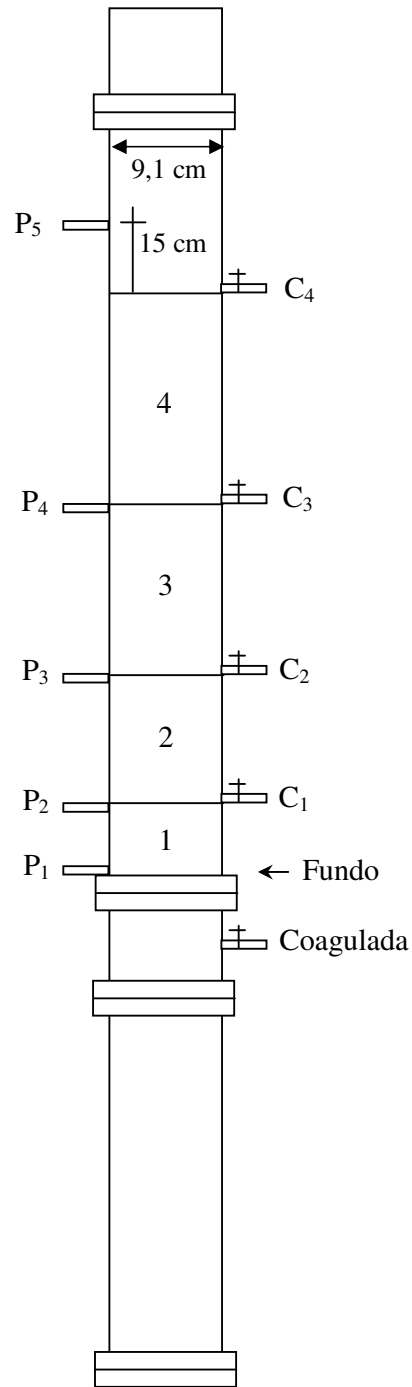


Figura 33b – Desenho esquemático do Filtro Ascendente da Instalação Piloto de Dupla filtração – Sistema 2.

A Figura 34 mostra um detalhe da coleta de amostras utilizada para a determinação da turbidez, e posterior contagem do número de partículas ao longo do meio filtrante (diferentes camadas).

Os registros de agulha foram ajustados para permitir uma vazão que, somadas, não ultrapassassem 10% da vazão total, garantindo desta forma a menor interferência nas taxas de filtração adotadas (DI BERNARDO, A. 2004). Toda coleta de amostra era precedida de descarte de um dado volume inicial (“sangria”).

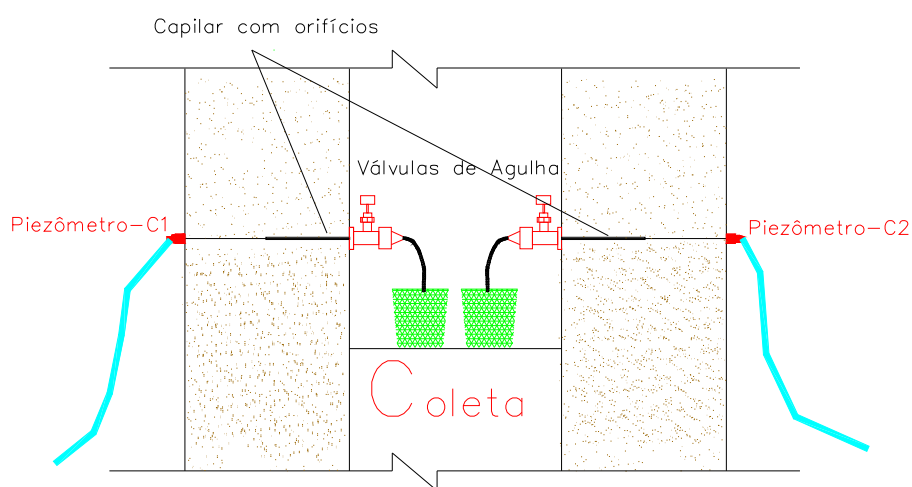


Figura 34 – Detalhe da Coleta de Amostras ao Longo dos Filtros Ascendentes.
Fonte: DI BERNARDO, A. (2004).

5.3. Caracterização: Partículas de Caulinita e Material Filtrante

Fez-se a determinação das características físicas, bem como a forma das partículas representativas constituintes da suspensão de caulinita. A caracterização da forma representativa das partículas da suspensão de caulinita permite a determinação do fator de forma presente na modelação matemática - S_p dos modelos mono e polidisperso apresentados no capítulo 4.

Foi empregada a microscopia ótica do LPB (Laboratório de Processos Biológicos) – SHS –EESC/USP para a visualização do tamanho e forma das partículas de caulinita encontradas em suspensão na água de estudo, conforme Figura 35.

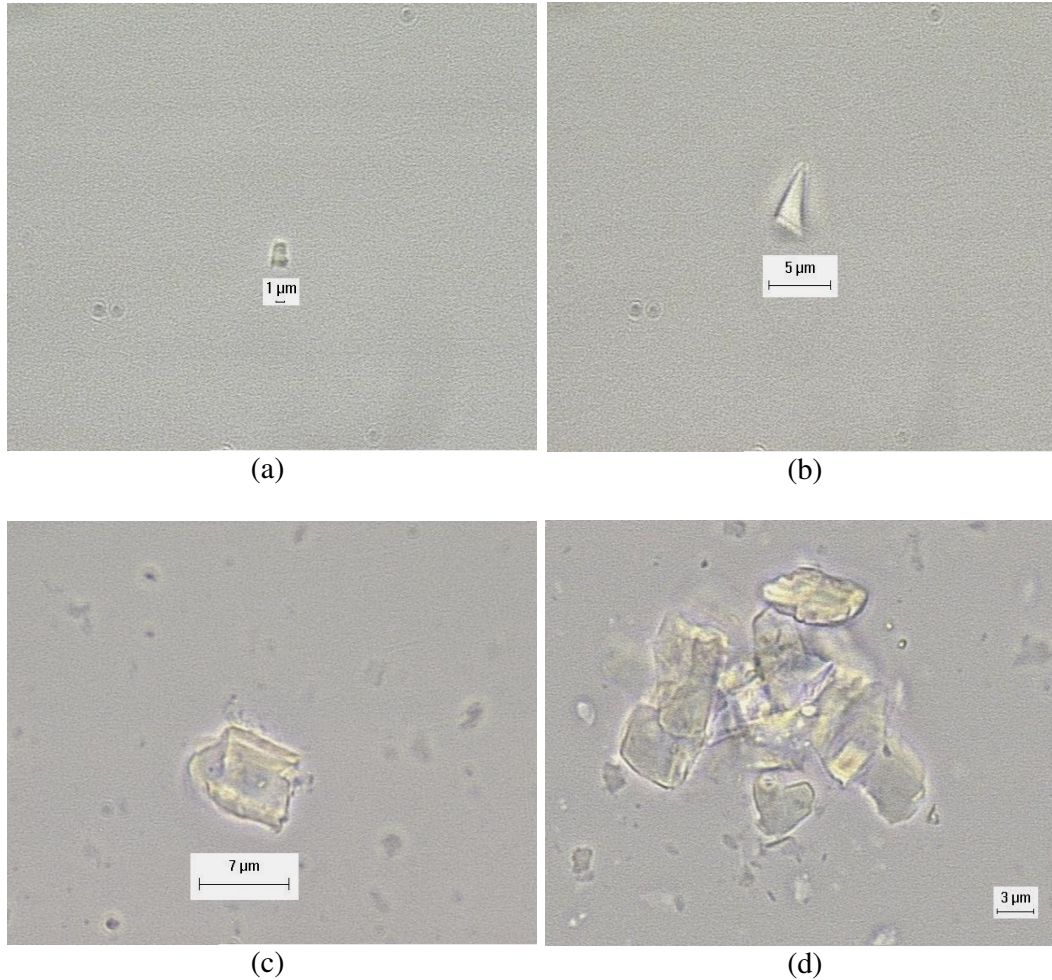


Figura 35: Partículas de argila ao microscópio óptico: (a) e (b) partículas de caulinita encontradas na parte sobrenadante da solução de água com caulinita; (c) partícula de caulinita encontrada na solução “mãe”; (d) “cluster” de partículas de caulinita comumente encontrados em solução de água com caulinita (solução “mãe”).

O tamanho médio encontrado para as partículas de caulinita do sobrenadante (água de estudo), tendo sido observadas opticamente 100 imagens por contagem de campo visual foi de $2,1 \mu\text{m}$, ao passo que o coeficiente de esfericidade (ψ_p) foi da ordem de $0,58$ – valores próximos ao encontrado na literatura (SUGUIO, 1973).

Também, foi necessário determinar o coeficiente de esfericidade (ψ_c) dos grãos coletores do meio filtrante (areia e pedregulho).

Utilizou-se uma escala de comparação visual, conforme Figura 36, e metodologia preconizada por SUGUIO (1973), que consiste na contagem sobre retroprojctor de 100 grãos de areia ou pedregulho.

Os grãos foram escolhidos aleatoriamente para cada camada dos filtros, tomando-se a esfericidade de cada grão. Caso a camada não tivesse 100 grãos seriam observados todos os grãos da mesma.

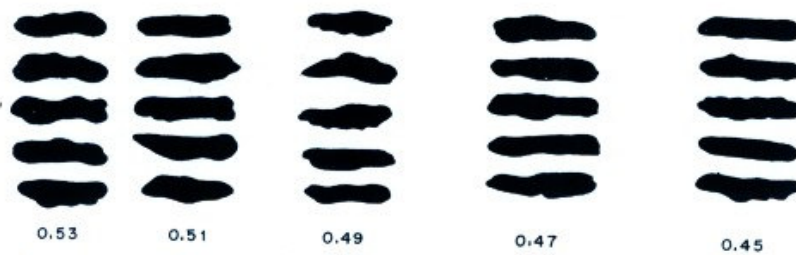
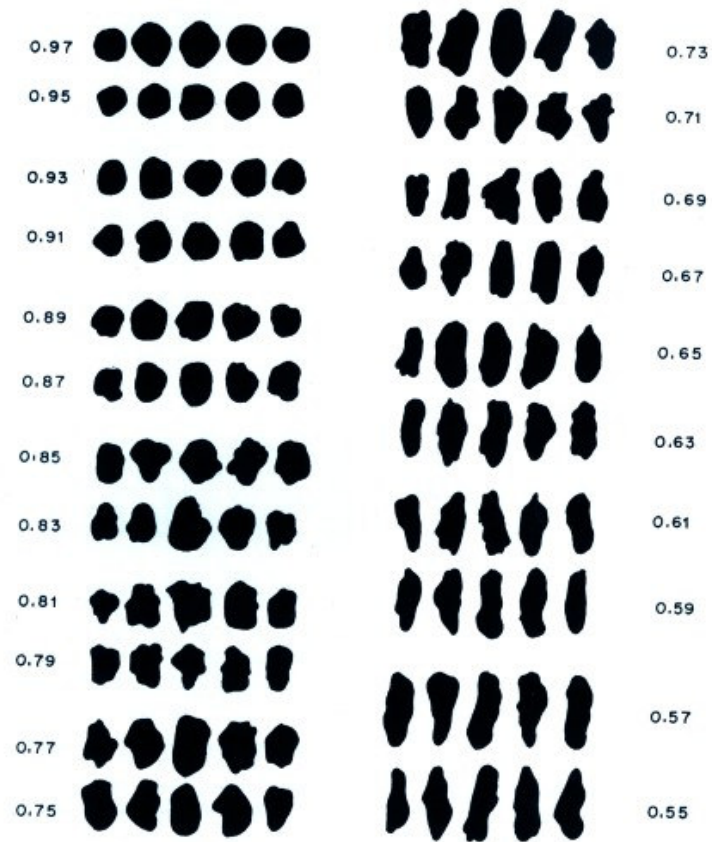


Figura 36: Escala de comparação visual para diferentes graus de esfericidade bidimensional. Fonte: SUGUIO (1973).

A camada suporte do FAAG foi considerada uma camada única, cujo fator de forma é a média ponderada dos fatores de forma das suas subcamadas constituintes.

Considerou-se um coeficiente de esfericidade (ψ_c) representativo para cada camada. Os resultados de esfericidade e de porosidade para cada camada dos dois sistemas de filtração são apresentados nas Tabelas 9 e 10. A Tabela 11 apresenta as demais características físico-químicas da caulinita utilizada para o preparo da água de estudo.

Tabela 11: Características gerais da caulinita utilizada para o preparo da água de estudo.

Propriedades Físicas	
Nome comercial	Caulim micronizado
Aspecto	Pó fino
Cor	Branca
Massa Específica do grão (g.cm^{-3})	$2,60 \pm 0,05$
Massa Específica Aparente solta (g.cm^{-3})	$0,47 \pm 0,02$
Massa Específica Aparente compactada (g.cm^{-3})	$0,57 \pm 0,02$
Umidade (% máxima)	1,0
Esfericidade	0,58
Composição (Porcentagem expressa em óxidos)	
SiO ₂ (Dióxido de Silício)	47,3
Al ₂ O ₃ (Óxido de Alumínio)	36,3
Fe ₂ O ₃ (Óxido de Ferro)	0,63
TiO ₂ (Dióxido de Titânio)	0,51
CaO (Óxido de Cálcio)	< 0,05
MgO (Óxido de Magnésio)	< 0,10
MnO (Óxido de Manganês)	< 0,01
Na ₂ O (Óxido de Sódio)	0,52
K ₂ O (Óxido de Potássio)	9,3

Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2004).

5.4. Taxas de Filtração

Na Tabela 12 são apresentadas as taxas de filtração para cada tipo de sistema, bem como para cada tipo de água bruta utilizada nos ensaios de dupla filtração na instalação piloto. Maiores detalhes sobre os ensaios são apresentados no APÊNDICE B.

A vazão de alimentação dos sistemas de filtração (Sistemas 1 e 2) foi monitorada por um medidor eletromagnético localizado na entrada dos filtros, em modo contínuo, para aquisição via microcomputador (a cada 5 minutos).

Tabela 12 – Taxas de Filtração e Tipo de água Bruta dos Ensaio nos Filtros Ascendentes dos Sistemas de Dupla Filtração 1 e 2.

Ensaio	Água Bruta	Sistema de Dupla Filtração	Taxa de Filtração no Filtro Ascendente (m.d ⁻¹)
1	Tipo I	1	120
2	Tipo I	1	240
4	Tipo I	1	180
6	Tipo II	1	180
8	Tipo II	1	120
10	Tipo I	2	120
12	Tipo I	2	180
14	Tipo II	2	180

Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2004).

5.5. Obtenção dos Dados Experimentais

Para a simulação foram utilizados dados experimentais obtidos por DI BERNARDO, A. (2004) e este autor, conforme descrito a seguir:

- a) Perda de Carga: Análise das leituras piezométricas ao longo dos meios granulares dos filtros ascendentes. A frequência de leituras piezométricas foi de 3 em 3 horas.
- b) Turbidez: Análise das leituras de turbidez das amostras coletadas no final de cada camada do meio filtrante do filtro ascendente, realizadas de 3 em 3 horas e medidos no turbidímetro de bancada – HACH, modelo 210 P que utiliza o método nefelométrico.
- c) Número de partículas: utilizadas as amostras coletadas ao longo do meio filtrante, na frequência de 3 horas, para a contagem do número de partículas por tamanho específico – Amostrador HIAC/ROYCO, modelo 3000 A e Contador HIAC/ROYCO, modelo 8000 A que utiliza o método de extinção de luz gerado por diodo a laser.

Para o monitoramento das condições de coagulação, medidas do potencial zeta da água bruta e da água coagulada foram realizadas no início de cada carreira de dupla filtração.

5.6. Correlação entre Turbidez e Concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST)

O modelo matemático utilizado parte do balanço de massa ocorrido durante o ciclo de filtração, ou seja, a massa de impurezas que entra no sistema é igual à massa que fica retida somada à massa que sai do sistema. Desta forma, é necessário que os dados de entrada e saída do modelo se conformem ao balanço de massa exposto.

Obteve-se uma fraca correlação entre a turbidez e o número de partículas a partir dos dados experimentais da filtração ascendente do sistema de dupla filtração (mencionado na seção 5.1) com a água de estudo do sobrenadante da solução “mãe” de caulinita, conforme exemplo observado no gráfico da Figura 37.

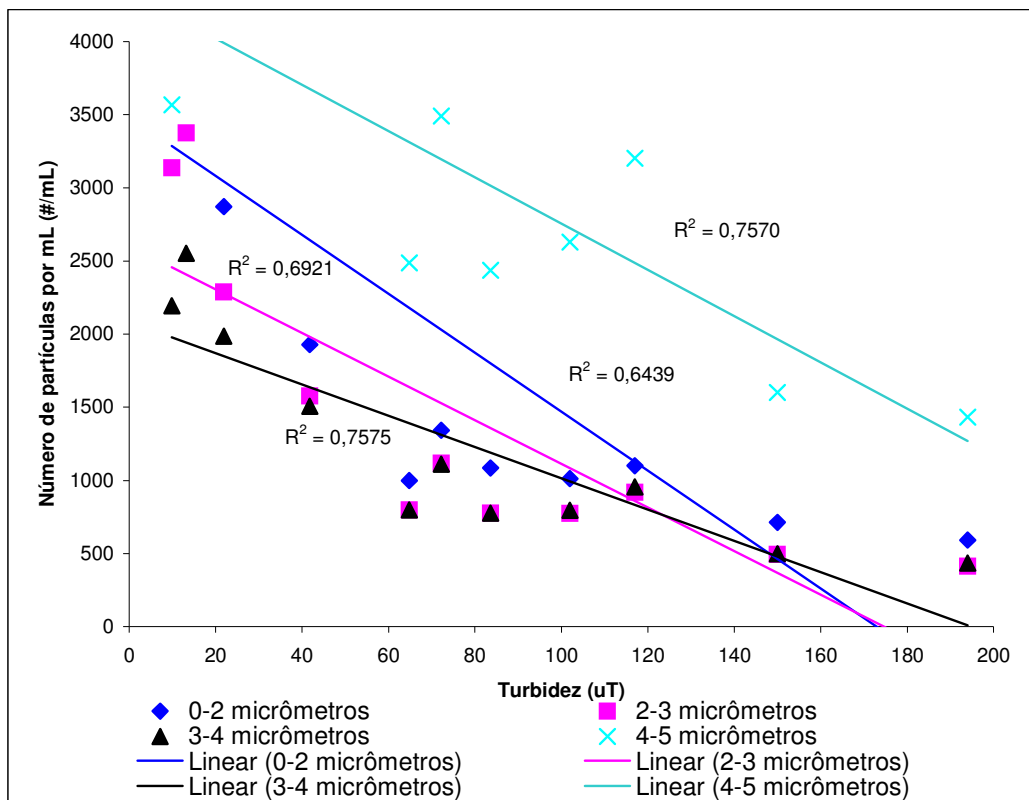


Figura 37: Exemplo de correlação entre turbidez e número de partículas por mL a partir dos dados experimentais de filtração ascendente do sistema de dupla filtração (solução do sobrenadante de caulinita)

Observe que, ao contrário do ocorrido com a regressão obtida por LEVEAU (2001) – (gráfico da Figura 8), por exemplo, que obteve correlação da ordem de 89%, os dados oriundos da solução de sobrenadante de caulinita utilizada neste trabalho, obteve correlação da ordem de 50 a 70%, em média.

Outro fato interessante, é que o número de partículas, contrariamente ao observado por LEVEAU (2001), não cresce com o aumento da turbidez. Este fato pode ser explicado pela heterogeneidade da solução e pela formação de flocos formados a partir de partículas polidispersa com vários tamanhos de partículas diferentes.

Observou-se que, de modo geral, para menores tamanhos de partículas tem-se um maior número de flocos na faixa de menores valores de turbidez. O mesmo ocorre com partículas de maiores tamanhos, embora haja uma variação do coeficiente angular das curvas de regressão linear para as faixas de tamanho de partícula, conforme Figura 37.

Diante desta fraca correlação, fez-se necessário correlacionar o parâmetro mensurado pelos experimentos de dupla filtração (turbidez em uT) com um parâmetro consistente com o balanço de massa requerido, cuja correlação expressasse maior grau de reprodutibilidade.

Optou-se, portanto pela correlação entre turbidez e o parâmetro de concentração em massa de SST (Sólidos Suspensos Totais) por volume.

Para tanto, utilizou-se a técnica de determinação dos SST, conforme preconizado pelo STANDART METHODS (2002) que consiste na filtração de certo volume da amostra em filtro de microfibras de vidro de abertura de poros da ordem de 2,0 μm , com o auxílio de bomba de vácuo.

A metodologia consiste em filtrar na membrana de abertura 2,0 μm , um volume de amostra que permita a determinação da massa de sólidos nela presentes. Evidentemente, o volume de amostra necessária para a filtração na membrana é diretamente proporcional à massa de sólidos que nela contenha.

A massa da membrana é determinada antes da filtração e após a secagem em estufa a cerca de 105°C (membrana + sólidos suspensos superiores a 2,0 μm). Este procedimento permite determinar a massa de sólidos presentes no volume da amostra filtrada.

Amostras de diferentes graus de turbidez foram obtidas em equipamento de jarreste em situações semelhantes aos experimentos de filtração elencados neste trabalho (turbidez de 100 e 300 uT).

Posteriormente, foi necessário reproduzir tanto o tempo como a dosagem de coagulante na mistura rápida, conforme os ensaios. Procurou-se garantir a adição do sobrenadante da solução “mãe” de caulinita de forma proporcional ao utilizado nos ensaios de dupla filtração na obtenção da água de estudo.

Este expediente fez-se necessário em face da impossibilidade de retirar volume necessário e suficiente (cerca de 1 litro) para a execução do ensaio de determinação do SST diretamente dos experimentos (carreiras) de dupla filtração.

Deve-se ressaltar o fato de que as amostras recolhidas dos experimentos (carreiras) de dupla filtração para a contagem do número de partículas e do grau de turbidez eram da ordem de 100 mL.

As amostras, para os dois tipos de água de estudo utilizadas, foram preparadas a fim de assegurar maior similaridade com os dados experimentais na coagulação. Após a mistura do coagulante à água bruta, ao início da floculação, as amostras foram retiradas para a determinação dos sólidos suspensos. A turbidez havia sido previamente determinada para cada amostra coagulada.

As amostras têm seus respectivos erros considerados, ou seja, o desvio considerado em cada amostra é relativo à soma algébrica dos seguintes erros: erro de volumetria (entre 2 e 8%), erro de precisão da balança eletrônica (entre 0,03 e 17%) e o erro do turbidímetro de bancada (3%).

Verifica-se que para valores de turbidez inferiores a 1 uT o erro aumenta consideravelmente em virtude da baixa concentração de sólidos presentes nas amostras, o que aumenta substancialmente a parcela de erro devido à precisão da balança analítica, conforme APÊNDICE C. Em média o erro foi da ordem de cerca de 15%.

As correlações foram separadas em faixas de turbidez, a saber: de $\cong 0$ a 10 uT; de 10 a 100 uT; de 100 a 400 uT ou 800 uT para o caso de água tipo II. Os valores obtidos e os respectivos erros para cada faixa de valor de turbidez encontram-se tabelados no APÊNDICE C.

Os resultados são apresentados nos gráficos das Figuras 38 a 41 para a água Tipo I e pelos gráficos das Figuras 42 a 45 para a água Tipo II.

Os gráficos das Figuras 41 e 45 mostram a regressão única de $\cong 0$ a 400 para a água tipo I e de $\cong 0$ a 800 para a água tipo II, respectivamente.

Embora pareça haver uma excelente correlação para os gráficos das Figuras 41 e 45, deve-se ressaltar o fato de que as equações de correlação fornecem valores negativos para a concentração de SST no caso de baixos valores de turbidez. Este fato pode ser ainda observado pelos valores dos coeficientes angulares destas equações, que diferem para as diferentes faixas de turbidez quando comparados com a correlação única.

Todos os referidos gráficos contam com as equações de regressão da correlação turbidez em uT versus concentração de SST em mg.L⁻¹, bem como seus respectivos valores de R^2 .

O R^2 é chamado de coeficiente de determinação, ou seja, um indicador do grau de correspondência entre os valores estimados pela regressão e os dados experimentais, definidos conforme as eq. (152) a (154) (MICROSOFT®EXCEL, 2000):

$$R^2 = 1 - \frac{SSE}{SST_l} \text{ ou } R^2 = 1 - \frac{SSE}{SST_m} \quad (152)$$

$$SSE = \sum_{j=1}^n (Y_j - Y_{est_j})^2 \quad (153)$$

$$SST_l = \left(\sum_{j=1}^n Y_j^2 \right) - \frac{\left(\sum_{j=1}^n Y_j \right)^2}{n} \text{ ou } SST_m = \sum_{j=1}^n (Y_j - \bar{Y})^2 \quad (154)$$

onde: n é o número de observações; Y_j é a ordenada do valor experimental e Y_{est_j} é o valor de Y_j estimado pela regressão e \bar{Y} é a média dos valores das ordenadas experimentais.

Quando R^2 expressa uma regressão linear este é chamado de coeficiente de determinação linear e utiliza-se SST_l , ao passo que para uma regressão não linear este é chamado de coeficiente de determinação múltipla e neste caso utiliza-se SST_m (MENDENHALL & SINCICH, 1995). Quanto mais próximo do valor unitário for R^2 , mais confiável será a regressão ou linha de tendência (DI BERNARDO et al., 2005).

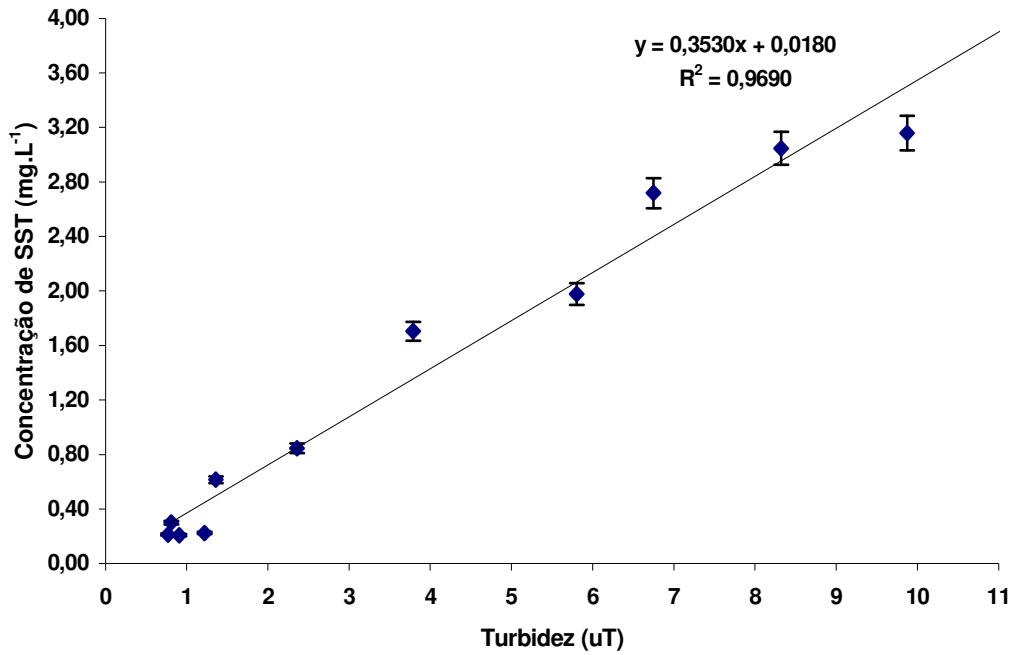


Figura 38: Correlação entre Turbidez e Concentração de SST para faixa de 0 a 10 uT – Água Tipo I.

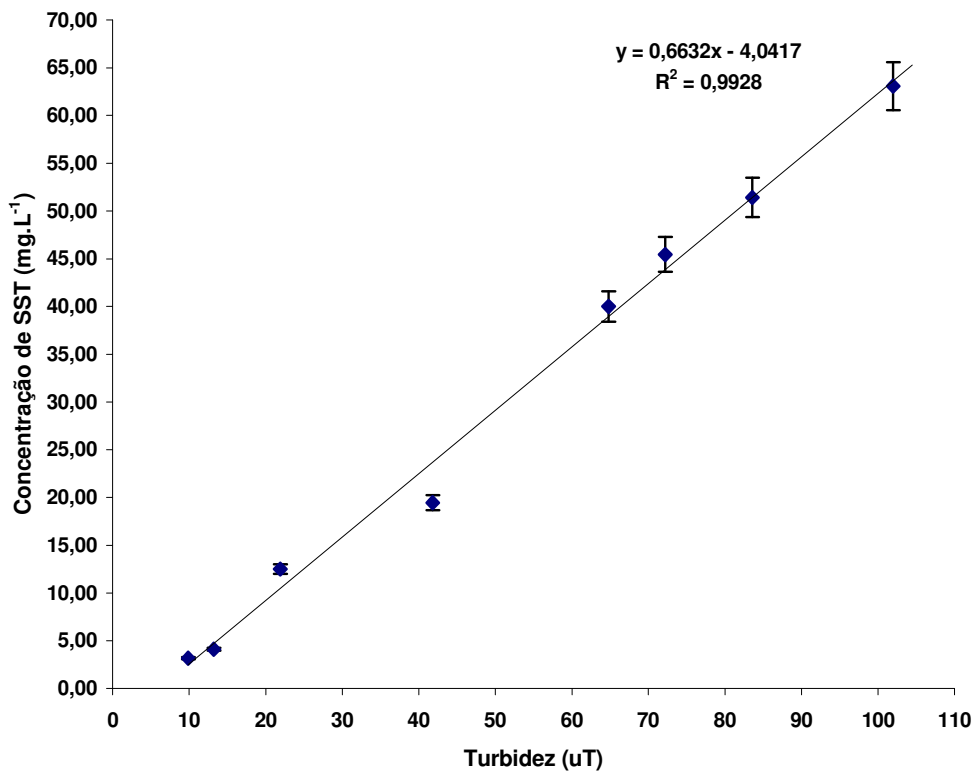


Figura 39: Correlação entre Turbidez e Concentração de SST para faixa de 10 a 100 uT
Água Tipo I.

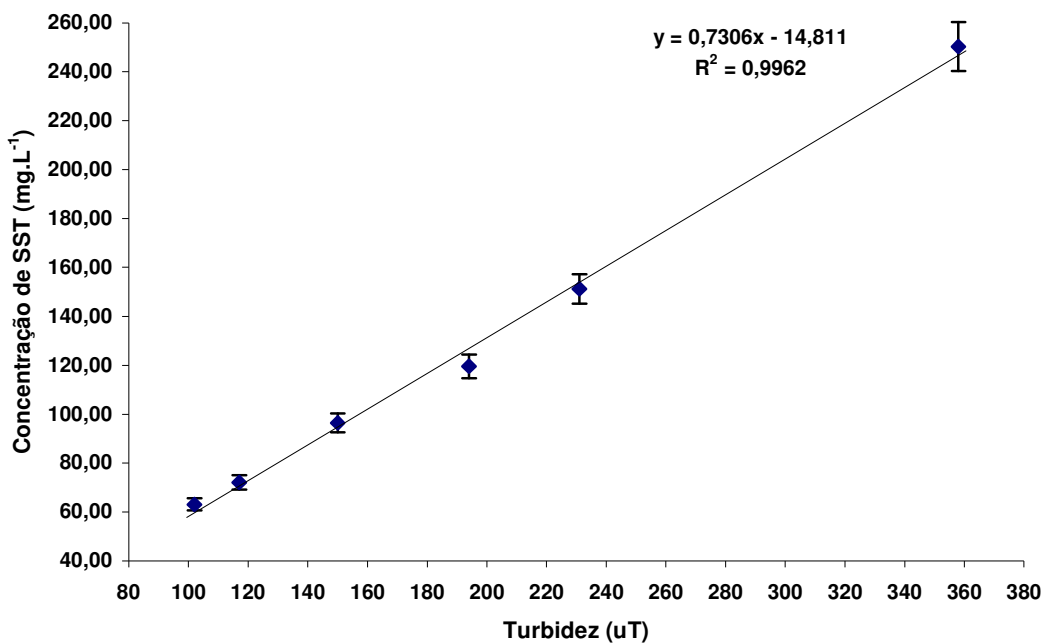


Figura 40: Correlação entre Turbidez e Concentração de SST para faixa de 100 a 400 uT Água Tipo I.

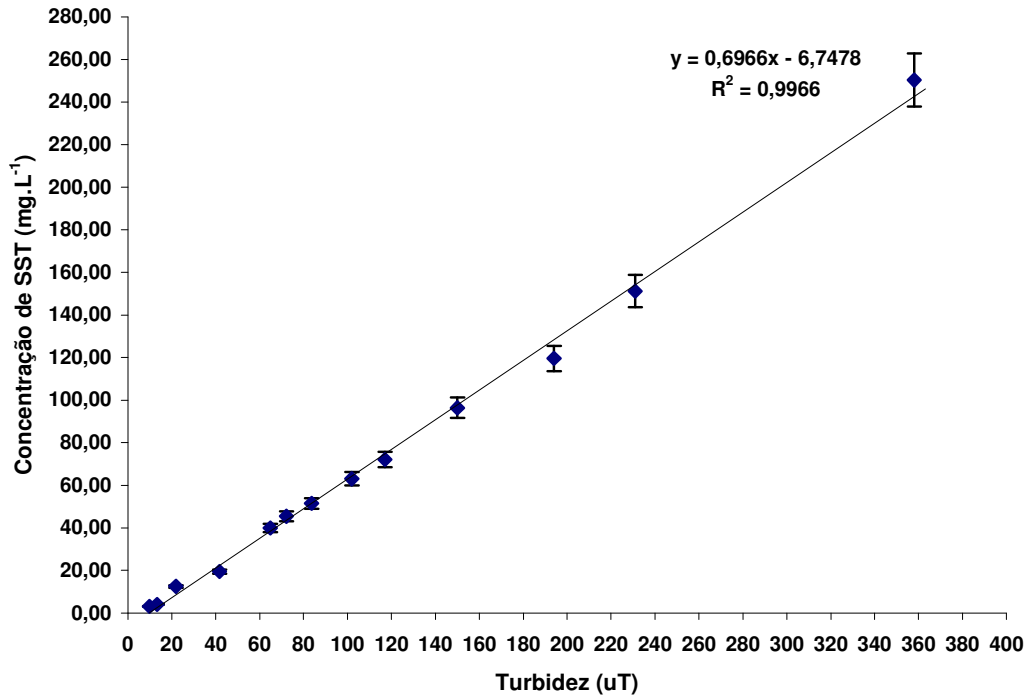


Figura 41: Correlação entre Turbidez e Concentração de SST para faixa de 0 a 400 uT Água Tipo I.

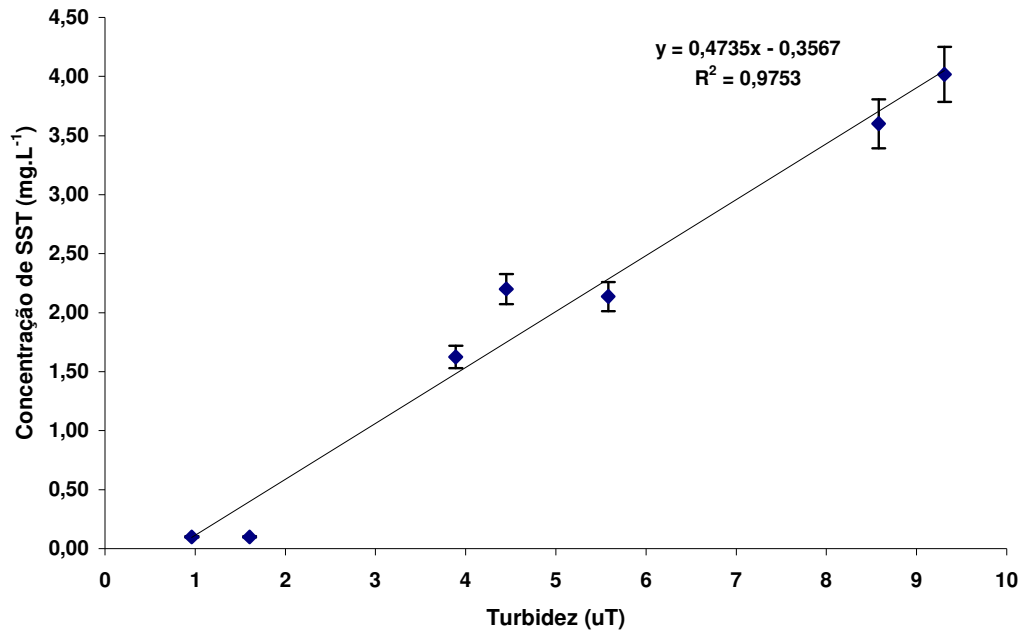


Figura 42: Correlação entre Turbidez e Concentração de SST para faixa de 0 a 10 uT - Água Tipo II.

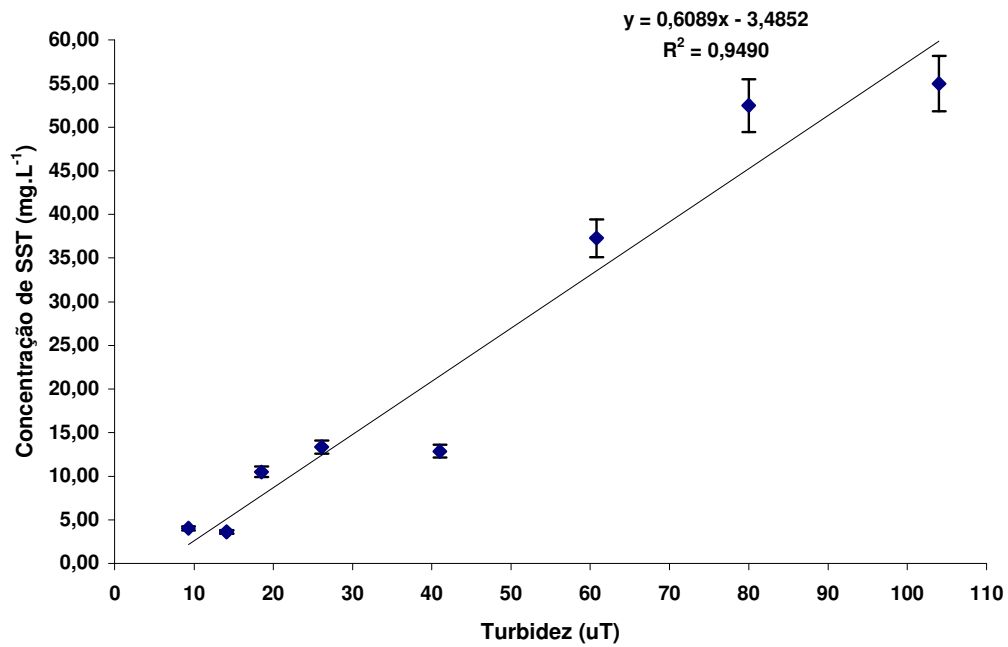


Figura 43: Correlação entre Turbidez e Concentração de SST para faixa de 10 a 100 uT
Água Tipo II.

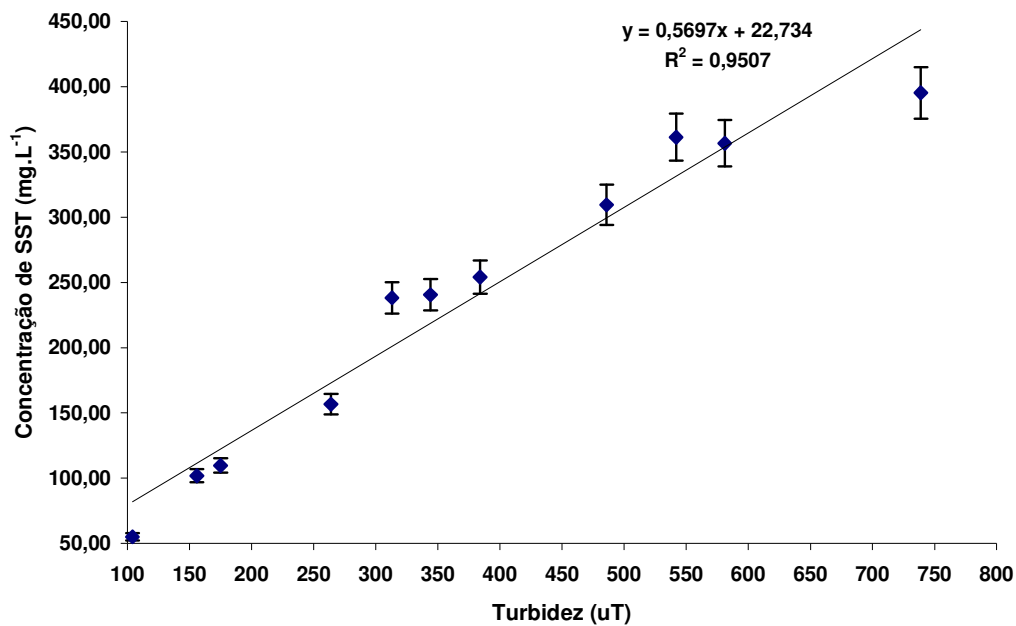


Figura 44: Correlação entre Turbidez e Concentração de SST para faixa de 100 a 800 uT Água Tipo II.

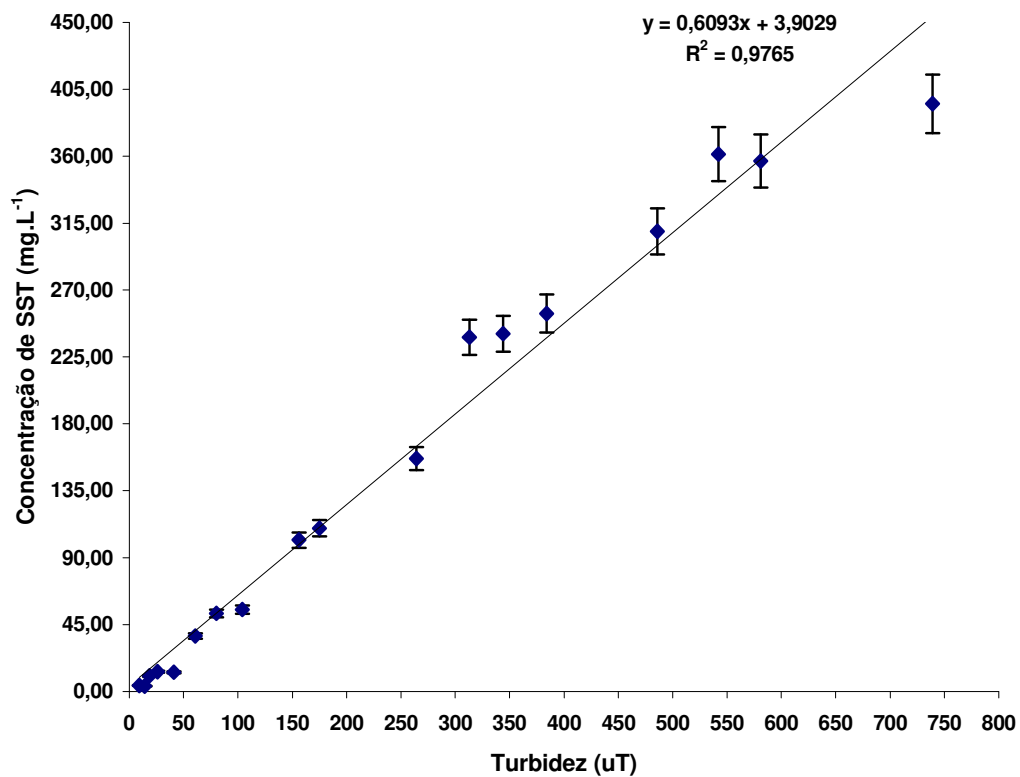


Figura 45: Correlação entre Turbidez e Concentração de SST para faixa de 0 a 800 uT Água Tipo II.

5.7. Proposta para o Cálculo da Eficiência Inicial de Remoção na Filtração Ascendente

O coeficiente de aderência entre partícula e coletor (α_0) é considerado como sendo (DARBY et al., 1992):

$$\alpha_0 = \frac{\text{taxa de partículas que aderem ao coletor}}{\text{taxa de partículas que se chocam com o coletor}} \quad (155)$$

Deve-se notar que o coeficiente de aderência entre partícula e coletor (α_0) tem mesmo valor, independentemente do sentido do escoamento, seja este ascendente ou descendente. Este parâmetro é obtido empiricamente e tem um caráter probabilístico em virtude da complexidade das características químicas que afetam a aderência da partícula ao coletor.

A eficiência de remoção (η), também chamada de eficiência de contato, é um parâmetro associado ao transporte e que fundamentalmente depende de características da suspensão, do meio filtrante e das condições operacionais, particularmente das condições hidrodinâmicas. A eficiência de remoção (η) também tem caráter probabilístico, a saber (DARBY et al., 1992):

$$\eta = \frac{\text{taxa de partículas que se chocam com o coletor}}{\text{taxa de partículas que se aproximam do coletor}} \quad (156)$$

Com os dados experimentais foram obtidos os valores de $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Descendente}}$ e $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Ascendente}}$ e posteriormente o valor do coeficiente de aderência entre partícula e coletor (α_0) pela aplicação das equações (157) e (158) – eq. (16) do capítulo 3:

$$(\eta_0\alpha_0)_{\text{Descendente}} = -\frac{2}{3} \left[\frac{1}{(1-f_0)} \right] \frac{d_c}{L} \ln \left(\frac{C}{C_0} \right)_{t=0} \quad (157)$$

$$(\eta_0\alpha_0)_{\text{Ascendente}} = -\frac{2}{3} \left[\frac{1}{(1-f_0)} \right] \frac{d_c}{L} \ln \left(\frac{C}{C_0} \right)_{t=0} \quad (158)$$

Como apenas a parcela de eficiência devida à sedimentação gravitacional (η_G) é responsável pela alteração do valor da eficiência inicial total de remoção ou simplesmente eficiência inicial de remoção, pode-se isolar tal parcela para readequá-la ao escoamento ascendente a partir de valores experimentais de escoamento ascendente e descendente, aproveitando-se dos modelos para escoamento descendente ora existentes.

Fez-se uso dos dados de seis experimentos obtidos por DI BERNARDO, A. (2002) para mesmo valor de taxa de filtração cujos parâmetros de ensaio foram mantidos semelhantes aos pares: escoamento ascendente e descendente. Obteve-se, portanto, os valores de $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Experimental}}$ para ambos os sentidos do escoamento.

Portanto, pode-se isolar α_0 de $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Descendente}}$ e objetivar uma convergência para o mínimo valor do somatório dos módulos da diferença entre $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Calculado}}$ e $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Experimental}}$ para escoamento ascendente com base na variação dos valores dos coeficientes a_n , b_n ($n = 1, 2$ e 3), c_n ($n = 2$ e 3) e d_n ($n = 3$) (Tabela 7 do capítulo 4) para a parcela da eficiência global relativa à eficiência por sedimentação gravitacional (η_G).

Os ensaios de DI BERNARDO A. (2002) foram realizados *no Georgia Institute of Technology* nos E.U.A, em instalação de laboratório, e objetivaram comparar a remoção de partículas na filtração direta ascendente e descendente. Estes dados foram utilizados na obtenção dos modelos de eficiência inicial de remoção e na calibração do modelo.

Foram utilizadas esferas de vidro com diâmetro médio entre 430 e 600 μm como meio filtrante (massa específica = 2,5 g.cm^{-3}). As partículas da água de estudo são microesferas de látex poliestireno de dois grupos: partículas hidrofóbicas com grupo sulfato (PGS) e partículas hidrofílicas com um grupo carboxilato modificado (CML). Ambas as partículas apresentam diâmetro médio de 2,9 μm (massa específica = 1,055 g.cm^{-3}).

Em virtude das condições experimentais e do material do meio filtrante e das partículas da água de estudo (ambos são esferas manufaturadas), os dados constituem-se ideais para a calibração do modelo utilizado neste trabalho (seção 5.9), assim como para o estudo da influência do fator gravitacional na proposição do modelo de eficiência inicial de remoção.

Na Tabela 13 são apresentadas as principais características dos ensaios realizados. Nas Figuras 46 e 47 são apresentados esquemas das instalações utilizadas nos ensaios de filtração direta ascendente e descendente, respectivamente.

Tabela 13: Principais características dos ensaios utilizados para a obtenção dos modelos para cálculo da eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente.

Ensaio	$\eta_0 \alpha_0$	Partículas	Coagulante	Sentido do Escoamento	Concentração Total de Partículas (#/mL)	Meio filtrante (cm)	Taxa de filtração (m/h)
1	3,3214E-03	Látex Sulfato	Cloreto de Cálcio 5g/L	Ascendente	4,50 E+5 (Turbidez: 12 uT)	5	
4	4,0980E-03			Descendente	4,50 E+5 (Turbidez: 12 uT)		
7	1,3326E-03		Sulfato de Alumínio 1mg/L	Ascendente	1,40 E+6 (Turbidez: 40 uT)		
8	2,7065E-03			Descendente	1,40 E+6 (Turbidez: 40 uT)		
9	1,6219E-03	Látex Carboxilato Modificado (CML)	Cloreto de Cálcio 5g/L	Ascendente	4,50 E+5 (Turbidez: 12 uT)		
10	2,2656E-03			Descendente	4,50 E+5 (Turbidez: 12 uT)		

Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2002)

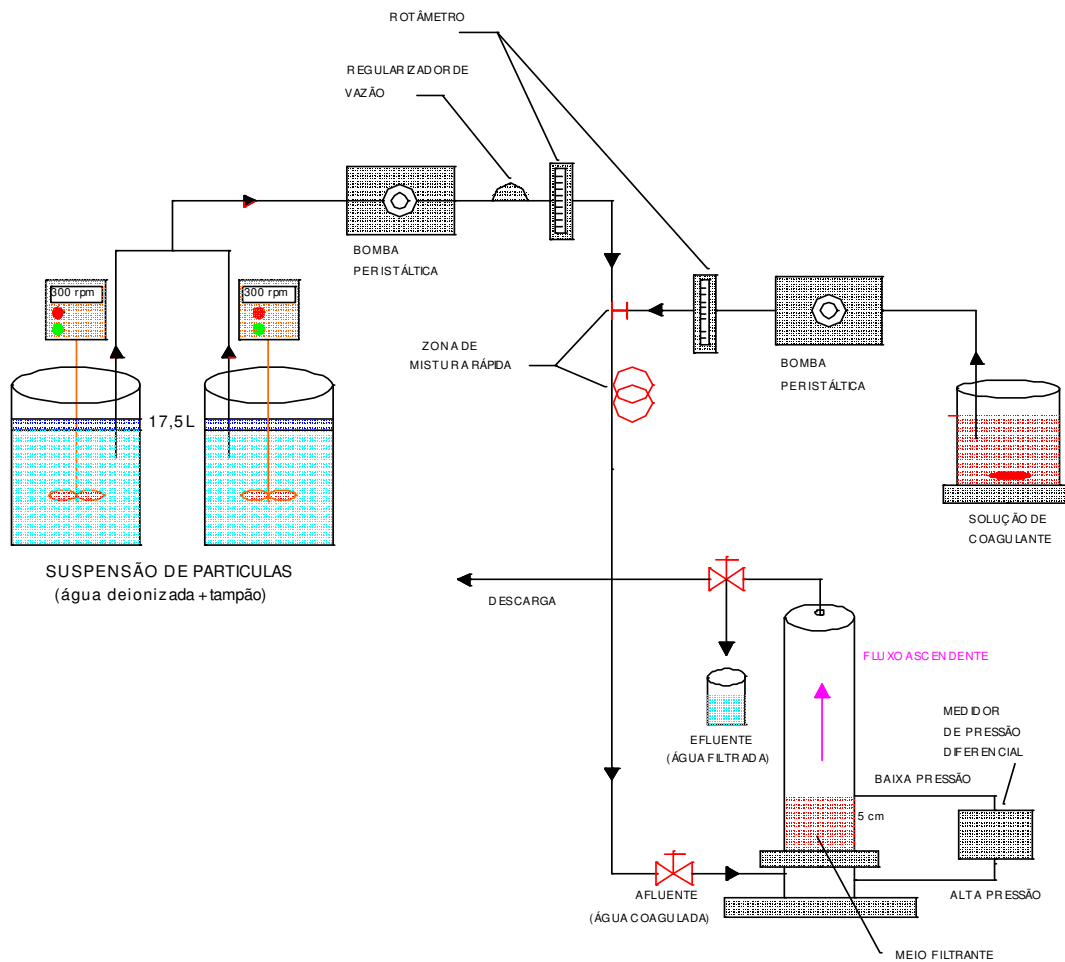


Figura 46: Esquema geral da instalação de filtração direta ascendente utilizada nos ensaios

Fonte: DI BERNARDO, A. (2002)

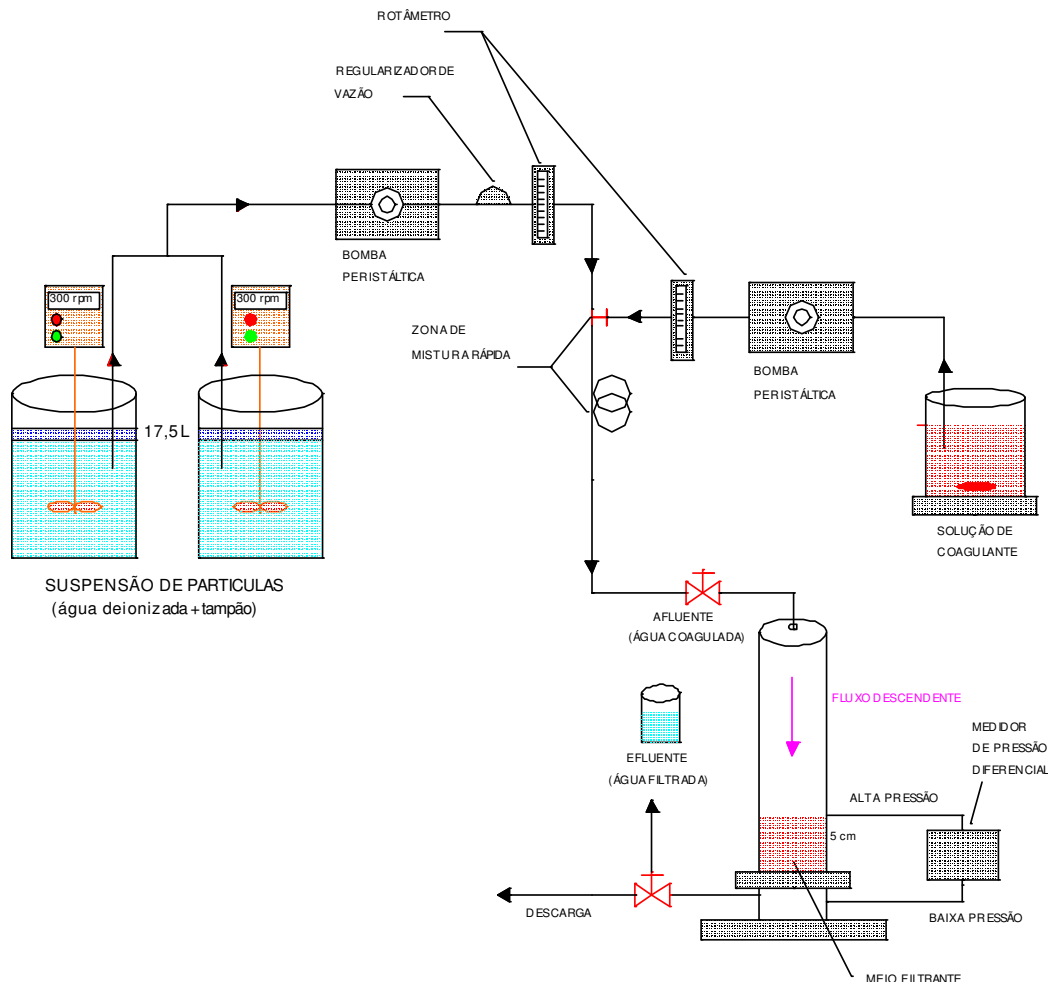


Figura 47: Esquema geral da instalação de filtração direta descendente utilizada nos ensaios
 Fonte: DI BERNARDO, A. (2002)

A Tabela 14 mostra os valores obtidos para regressão dos quatro modelos de eficiência inicial de remoção, adaptados pela concepção desenvolvida neste trabalho para a filtração ascendente, ao passo que as Tabelas 15 e 16 mostram os mesmos modelos adaptados para as concepções obtidas por GEBHART et al. (1973) e PARETSKY et al. (1971), respectivamente – equações, (142) e (148) do capítulo 4, respectivamente – ambos utilizados neste trabalho.

A diferença entre os valores médios de $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Experimental}}$ para escoamento ascendente e $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Calculado}}$ – calculados pelos modelos elencados na Tabela 14 – é da ordem de 33% em média, a saber: (YH) = 31%; (LG) = 32%; (RT) = 37% e (TE) = 32%. É interessante notar que a diferença entre os valores experimentais de $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Ascendente}}$ e $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Descendente}}$ apresentados na Tabela 13 também é da ordem de 33% em média.

O modelo (RT), que é o mais utilizado pela maioria dos pesquisadores de filtração, foi o que forneceu a maior redução na diferença entre os valores de $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Experimental}}$ e $(\eta_0\alpha_0)_{\text{Calculado}}$ para o escoamento ascendente.

As regressões para todos os modelos preconizados pela concepção adaptada de GEBHART et al. (1973) apresentam a parcela da eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) com valores negativos (Tabela 15).

O mesmo não ocorre com os modelos adaptados para a concepção desenvolvida neste trabalho, conforme Tabela 14. Para a concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) (Tabela 16), entretanto, diferentemente da observação de TIEN (1989), optou-se pela eq. (148), uma vez que se verificou neste trabalho que a eq. (149) conduziria, em muitos casos, a valores negativos de eficiência inicial de remoção.

Tabela 14: Quadro resumo dos modelos para o cálculo da eficiência inicial de remoção adaptados para o escoamento ascendente – Concepção desenvolvida neste trabalho.

Modelo	Equação da eficiência
Yao-Habibian Modificado (YH)	$\eta = 4 A_S^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} A_S N_R^2 + 0,36452 N_G^{0,930}$
Lee-Gieske Modificado (LG)	$\eta = 3,54 \left(\frac{1-f}{K_w} \right)^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} \frac{f \cdot N_R^2}{K_w (1+N_R)^p} + 0,36452 N_G^{0,930}$
Rajagopalan e Tien (RT)	$\eta = 4 A_S^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + A_S N_{Lo}^{1/8} N_R^{15/8} + 0,00270 A_S N_G^{0,469} N_R^{-0,203}$
Tufenkji e Elimelech (TE)	$\eta = 2,4 A_S^{1/3} N_{Pe}^{-0,715} N_R^{-0,081} N_{vdW}^{-0,052} + 0,55 A_S N_A^{0,125} N_R^{1,675} + 0,13044 N_G^{1,050} N_R^{-0,165} N_{vdW}^{0,129}$

Tabela 15: Quadro resumo dos modelos para cálculo da eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente – Adaptado a partir da concepção de GEBHART et al. (1973)

Modelo	Equação da eficiência
Yao-Habibian Modificado (YH)	$\eta = 4 A_S^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} A_S N_R^2 - 0,02 \frac{N_G^{0,69}}{U^{0,21}}$
Lee-Gieske Modificado (LG)	$\eta = 3,54 \left(\frac{1-f}{K_w} \right)^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} \frac{f \cdot N_R^2}{K_w (1+N_R)^p} - 0,02 \frac{N_G^{0,69}}{U^{0,21}}$
Rajagopalan e Tien (RT)	$\eta = 4 A_S^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + A_S N_{Lo}^{1/8} N_R^{15/8} - 6,76 \cdot 10^{-5} A_S \frac{N_G^{0,345}}{U^{0,105}} N_R^{-2/5}$
Tufenkji e Elimelech (TE)	$\eta = 2,4 A_S^{1/3} N_{Pe}^{-0,715} N_R^{-0,081} N_{vdW}^{-0,052} + 0,55 A_S N_A^{0,125} N_R^{1,675} - 4,4 \cdot 10^{-3} \frac{N_G^{0,766}}{U^{0,233}} N_R^{-0,24} N_{vdW}^{0,053}$

Tabela 16: Quadro resumo dos modelos para cálculo da eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente – Adaptado a partir da concepção de PARETSKY et al. (1971)

Modelo	Equação da eficiência
Yao-Habibian Modificado (YH)	$\eta = 4A_S^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} A_S N_R^2 + 0,0375 N_G^{1/2}$
Lee-Gieske Modificado (LG)	$\eta = 3,54 \left(\frac{1-f}{K_w} \right)^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + \frac{3}{2} \frac{f \cdot N_R^2}{K_w (1+N_R)^p} + 0,0375 N_G^{1/2}$
Rajagopalan e Tien (RT)	$\eta = 4A_S^{1/3} N_{Pe}^{-2/3} + A_S N_{Lo}^{1/8} N_R^{15/8} + 1,2675 \cdot 10^{-4} A_S N_G^{1/4} N_R^{-2/5}$
Tufenkji e Elimelech (TE)	$\eta = 2,4A_S^{1/3} N_{Pe}^{-0,715} N_R^{-0,081} N_{vdW}^{-0,052} + 0,55A_S N_A^{0,125} N_R^{1,675} + 0,00825 N_G^{0,555} N_R^{-0,24} N_{vdW}^{0,053}$

Diferentemente das demais concepções, as alterações na parcela da eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) dos modelos (RT) e (TE) para escoamento ascendente apresentados na Tabela 14 não se restringem ao número gravitacional (N_G).

Os valores obtidos por regressão da parcela da eficiência relativa à sedimentação gravitacional (η_G) dos quatro modelos de eficiência inicial de remoção propostos neste trabalho e adaptados para a filtração ascendente (Tabela 14), foram obtidos por meio de uma rotina implementada em *Excel*.

A rotina objetivava o quadrado da menor diferença entre os valores de $(\eta\alpha\alpha)_{Experimental}$ e $(\eta\alpha\alpha)_{Calculado}$, através de metodologia de resolução iterativa de um sistema de equações não lineares pelo método de pesquisa dos gradientes conjugados, disponibilizado pela ferramenta *Solver* do programa de planilha eletrônica *Microsoft Excel*.

Restrições relacionadas com os parâmetros de velocidade de filtração (superficial) e diâmetro da partícula foram consideradas na obtenção da supracitada resolução. Estas restrições preconizavam menor diferença entre os valores da eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) ascendente e descendente para baixos valores destes parâmetros e maiores diferenças para valores maiores destes mesmos parâmetros, conforme observações experimentais realizadas por GEBHART et al. (1973).

As Figuras 48, 49 e 50 mostram gráficos em bi-log das parcelas da eficiência advinda da sedimentação gravitacional (η_G) em função da variação do número gravitacional (N_G). Estas Figuras mostram o comportamento das equações para as três concepções para escoamento ascendente elencadas nas Tabelas 14 a16 e os respectivos modelos originais para escoamento descendente - Tabela 4.

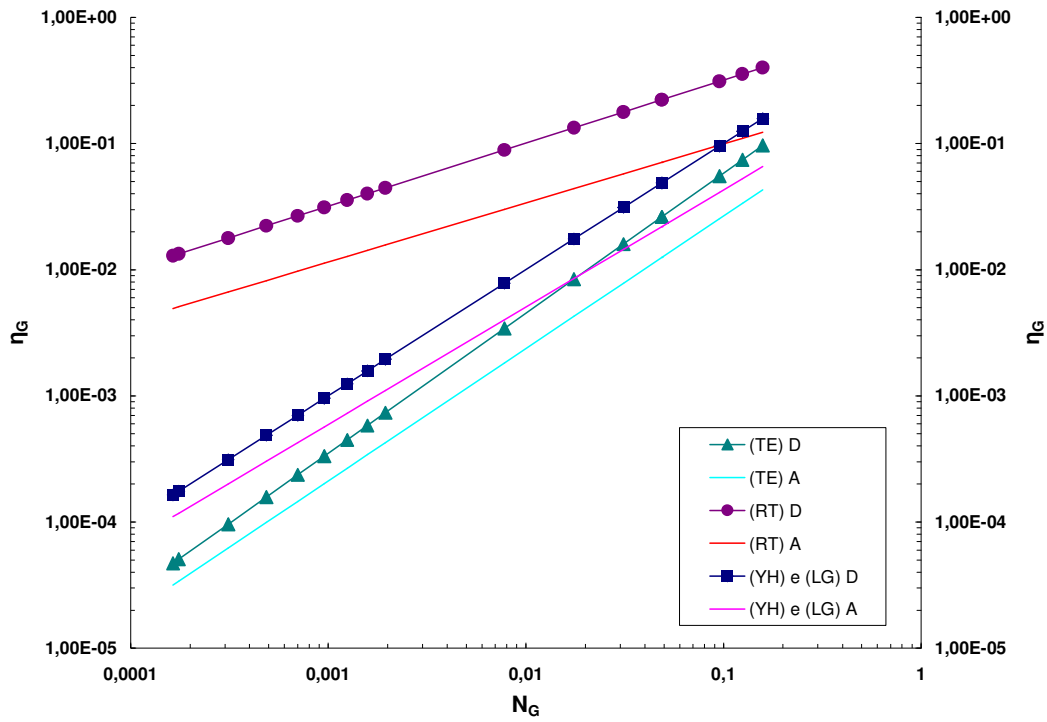


Figura 48: Eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) em função da variação do número gravitacional (N_G) para escoamento descendente (D) e ascendente (A) – Concepção desenvolvida neste trabalho – Tabela 14.

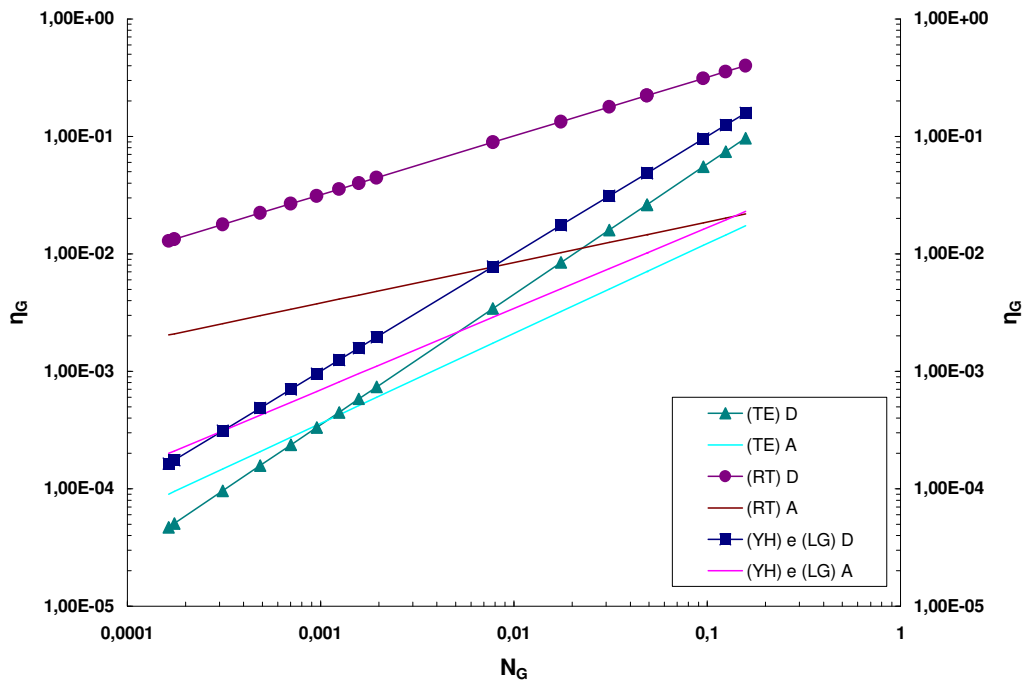


Figura 49: Eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) em função da variação do número gravitacional (N_G) para escoamento descendente (D) e ascendente (A) – Concepção adaptada de GEBHART et al. (1973) – Tabela 15.

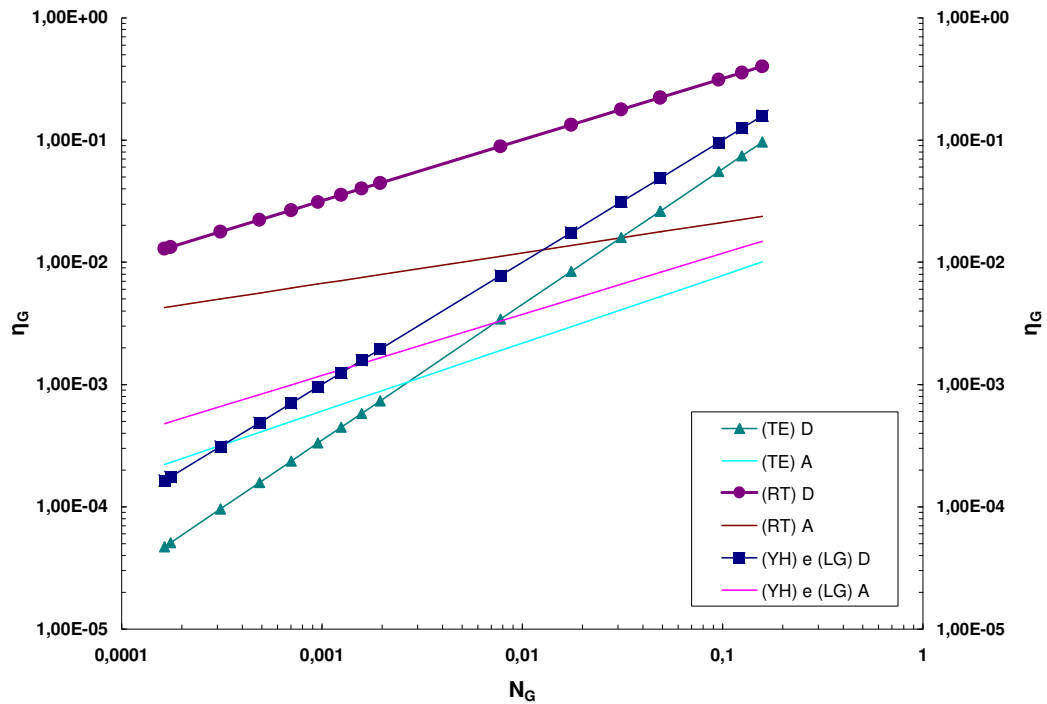


Figura 50: Eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) em função da variação do número gravitacional (N_G) para escoamento descendente (D) e ascendente (A) – Concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) – Tabela 16.

As letras “A” e “D”, que aparecem na legenda ao lado das abreviaturas dos modelos de eficiência inicial de remoção, se referem ao escoamento ascendente e descendente, respectivamente. Deve-se notar que os gráficos apresentam uma ampla faixa de valores para o número gravitacional (N_G). Esses valores geralmente ocorrem na filtração de água para fins de abastecimento.

Observe que nos valores de eficiência por sedimentação gravitacional dos modelos de escoamento ascendente da Figura 48 não ocorrem valores superiores aos de seus respectivos modelos para escoamento descendente, como ocorre nas concepções adaptadas de GEBHART et al. (1973) e de PARETSKY et al. (1971)–Figuras 49 e 50.

A concepção proposta por este trabalho procurou preservar as características particulares, inerentes a cada modelo. Este cuidado pode ser observado pela pequena diferença entre os coeficientes angulares dos modelos descendentes e ascendentes.

Todos os valores de eficiência por sedimentação gravitacional (η_G), dos modelos da concepção adaptada de GEBHART et al. (1973), que a preconizam como parcela negativa na equação da eficiência total, foram considerados em módulo no gráfico da Figura 49.

Na Figura 49, o modelo (RT) na concepção adaptada de GEBHART et al. (1973) apresenta valores da eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) para escoamento ascendente bastante menores que seu respectivo modelo para escoamento descendente.

Os demais modelos para escoamento ascendente, entretanto, apresentam valores ligeiramente menores e até mesmo, incoerentemente, maiores de eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) do que seus respectivos modelos para escoamento descendente, para valores do número gravitacional (N_G) menores que aproximadamente 0,003.

Este fato incoerente ocorre também na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) para os mesmos modelos, em uma faixa de valores do número gravitacional (N_G) comumente encontrados em filtração de água em meios porosos.

Na Figura 50, o modelo (RT) também apresenta, inconsistentemente, valores muito menores (até cerca de 18 vezes) de eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) para escoamento ascendente em relação ao escoamento descendente para toda a faixa de valores do número gravitacional (N_G).

De forma geral, apesar de alguma inconsistência e incoerência nas concepções para o de cálculo da eficiência inicial de remoção adaptadas de GEBHART et al. (1973) e de PARETSKY et al. (1971), ambas são baseadas no conceito da redução do valor da parcela de eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) no cálculo da eficiência inicial global para o caso da filtração em escoamento ascendente. Este fato é observado nos valores de eficiência de remoção de partículas obtidos em experimentos de filtração.

5.8. Análise de Sensibilidade do Modelo

Nesta seção fez-se a análise de sensibilidade do modelo monodisperso (equações 116 a 122) à variação dos principais parâmetros, incluindo-se seus coeficientes ($\eta_0\alpha_0$, $\beta\eta_p\alpha_p$, β_2 e β'). Os dados de entrada do modelo não são necessariamente reais.

5.8.1. Parâmetros das Condições Operacionais

A Tabela 17 apresenta as principais variáveis sensíveis do modelo monodisperso e que serão analisados nesta seção do trabalho.

No gráfico da Figura 51 há um exemplo típico de perfil de modelação (modelo monodisperso – equações 116 a 122) utilizado neste trabalho, onde o eixo da direita se refere à perda de carga e o eixo da esquerda se refere à concentração remanescente.

Tabela 17: Quadro resumo das variáveis para a análise de sensibilidade do modelo.

Meio Poroso	
Profundidade ou espessura da camada L (m)	
Diâmetro do Coletor d_c (mm)	
Porosidade f (adimensional)	
Efluente e Condições Operacionais	
Diâmetro da partícula d_p (μm)	
Concentração de SST ou de partículas na água de estudo C_0 (mg.L^{-1} ou $\#.\text{mL}^{-1}$)	
Taxa de Filtração U ($\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$)	
Duração do ciclo ou carreira de filtração t (min)	
Parâmetros do Modelo	
Remoção Inicial - $\eta_0\alpha_0$ (adimensional)	
Parâmetro do período de Maturação - $\beta\eta\rho\alpha\rho$ (adimensional)	
Desprendimento - β_2 (s^{-1})	
Perda de carga - β' (adimensional)	

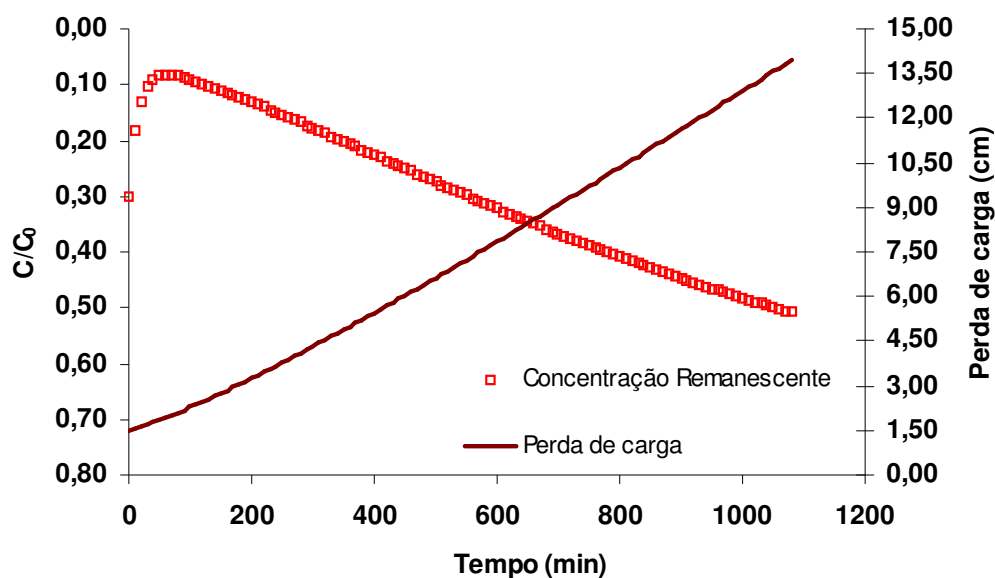


Figura 51: Gráfico típico do perfil de concentração remanescente e perda de carga ao longo da carreira de filtração.

A sensibilidade do modelo em relação à espessura ou profundidade da camada do leito filtrante pode ser vista na Figura 52, quanto à eficiência de remoção, e na Figura 53, quanto à perda de carga.

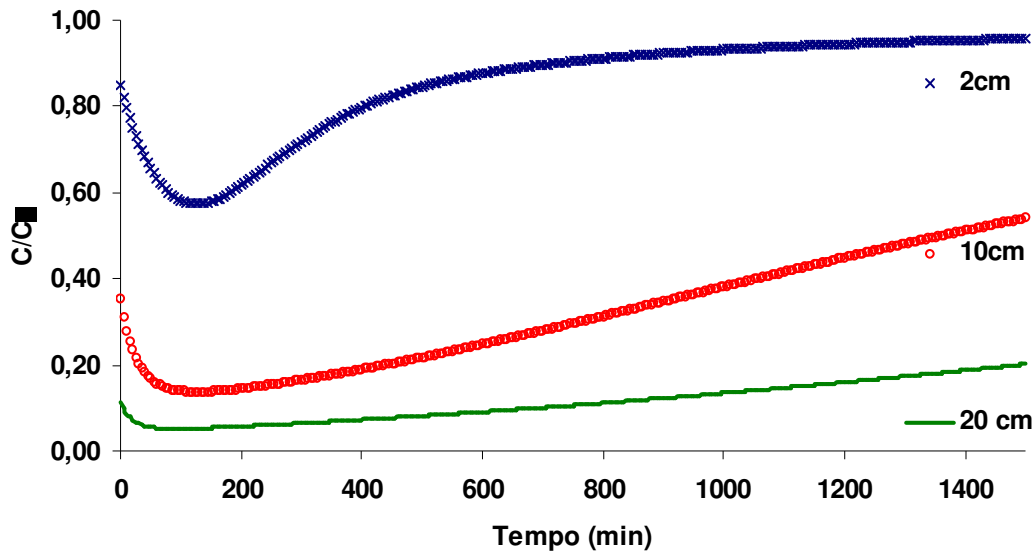


Figura 52: Gráfico do perfil de filtração para diferentes camadas ou profundidades do leito filtrante para eficiência em concentração remanescente ao longo do tempo de filtração.

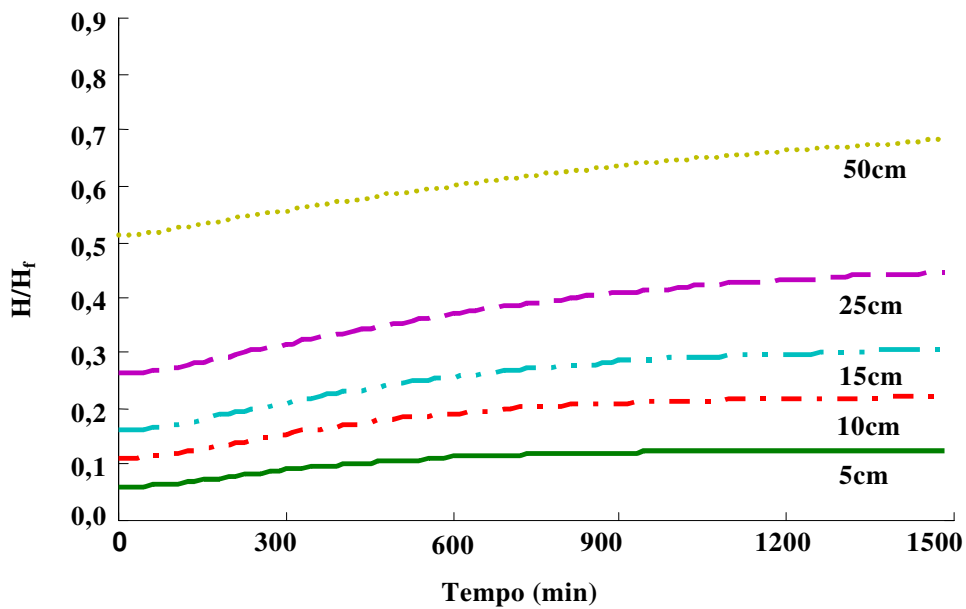


Figura 53: Gráfico do perfil de filtração para diferentes camadas ou profundidades do leito filtrante para a perda de carga ao longo do tempo de filtração.

Deve-se observar que as primeiras camadas do filtro são responsáveis pela remoção da maior parte da massa retida no leito filtrante, bem como pela maior perda de carga da carreira de filtração, conforme análise do modelo nos gráficos das Figuras 52 e 53, respectivamente.

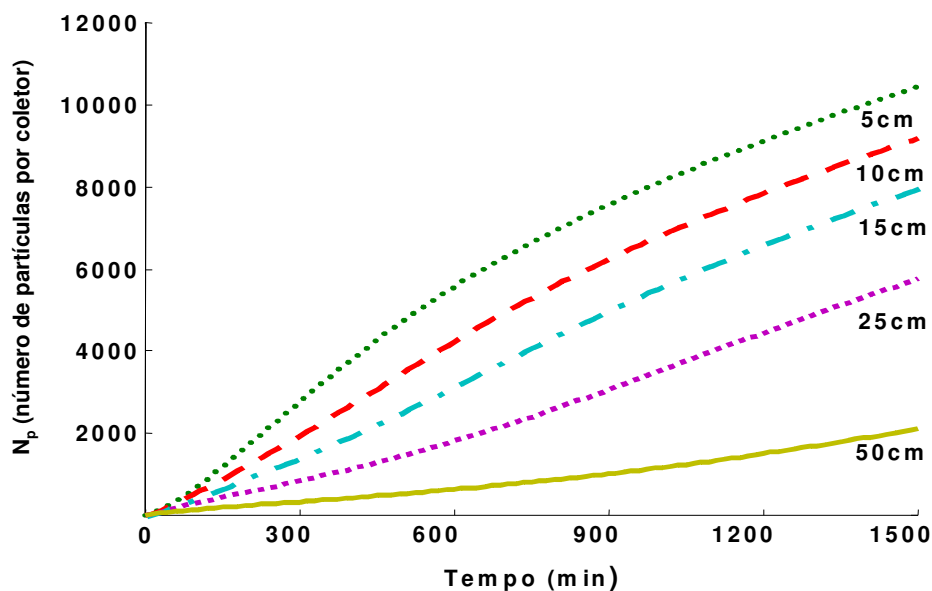


Figura 54: Número de partículas retidas por coletor (N_p) ao longo do tempo para diferentes camadas do leito filtrante.

O aumento na eficiência de remoção ocorre com o aumento do número de coletores adicionais. Pode-se observar que a concentração é maior nas primeiras camadas (5 a 25 cm) do que nas camadas mais externas e, portanto, o número de coletores adicionais aumenta rapidamente nestas primeiras camadas e bem lentamente nas camadas mais internas (50 cm), conforme Figura 54.

Isto se deve ao fato de que a eficiência de remoção se reduz com o aumento do desprendimento, que devido à grande perda de carga e o grande número de partículas aderidas nas primeiras camadas conduz a um maior desprendimento nestas camadas e menor nas camadas mais internas.

Os efeitos da variação dos valores das taxas de filtração na eficiência de remoção de partículas e no crescimento da perda de carga ao longo da carreira de filtração são apresentados nas Figuras 55 e 56, respectivamente.

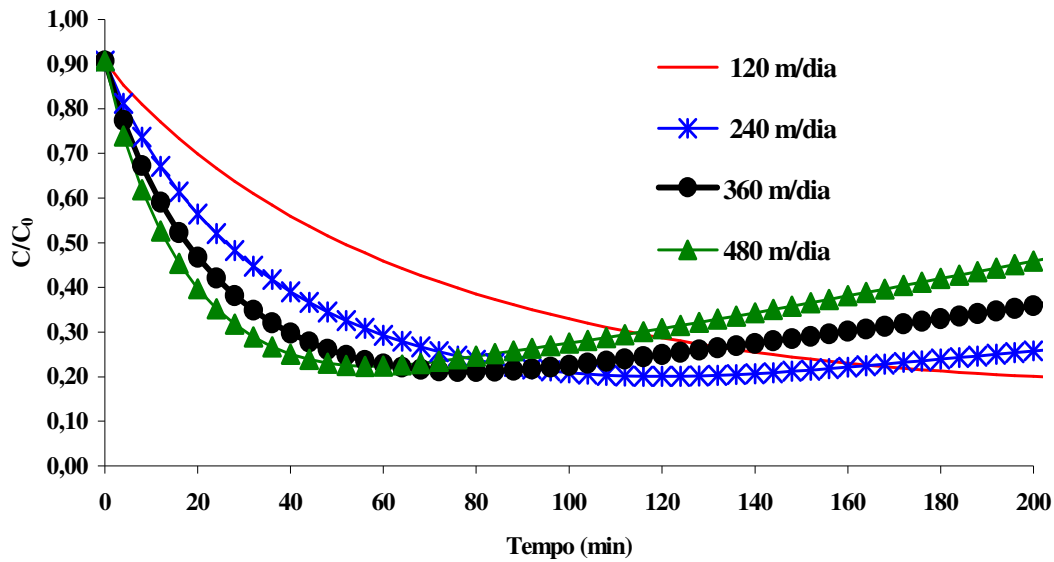


Figura 55: Efeito da variação da taxa de filtração na eficiência de remoção ao longo da carreira de filtração.

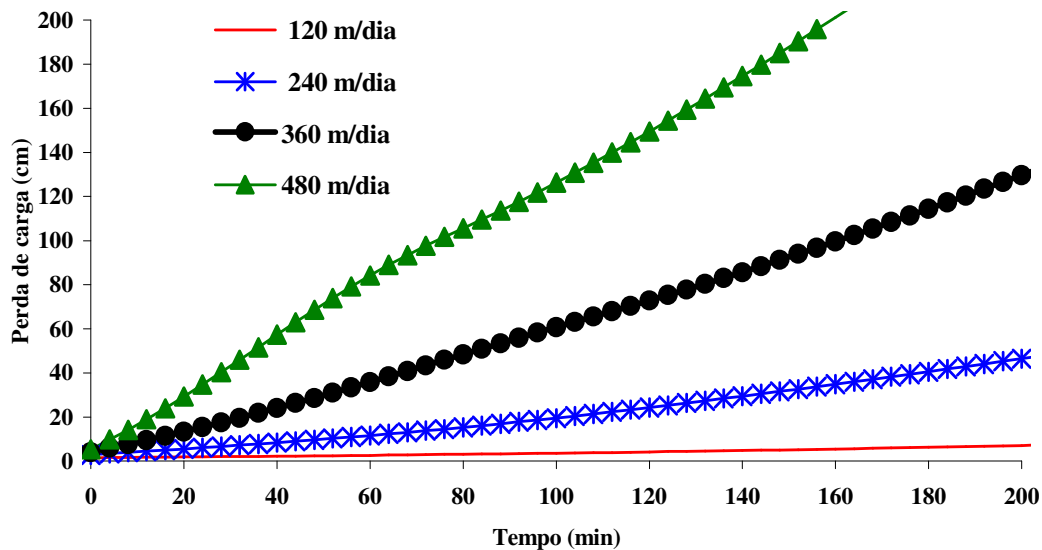


Figura 56: Efeito da variação da taxa de filtração no crescimento da perda de carga ao longo da carreira de filtração.

O modelo tem sete parâmetros, a saber: α_0 , α_p , β , β_2 , β' , η_0 e η_p ; que podem ser reduzidos a quatro: $\eta_0\alpha_0$, $\beta\eta_p\alpha_p$, β_2 e β' . Estes quatro parâmetros podem ser obtidos dos dados experimentais de leito limpo – APÊNDICE D – ou então do modelo de eficiência inicial de remoção para o caso do parâmetro $\eta_0\alpha_0$.

O parâmetro $\eta_0\alpha_0$ pode ser obtido das condições iniciais assim como no caso de $\beta\eta_p\alpha_p$, parâmetro relacionado com o estágio de maturação do ciclo de filtração; ou então do estágio de transpasse do ciclo de filtração, como no caso de β_2 , relacionado com o desprendimento de partículas.

Todos estes parâmetros não são constantes e dependem do sistema de filtração e das condições de operação – como a taxa de filtração (U), diâmetro do coletor (d_c) e o diâmetro da partícula (d_p) – e das condições do afluente (água de estudo).

5.8.2. Parâmetro de Remoção Inicial

O parâmetro de remoção inicial deve estar restrito à condição: $0 \leq \eta_0\alpha_0 \leq 1$. A Figura 57 mostra que a influência deste parâmetro na eficiência de remoção de partículas é mais expressiva do que no modelo de perda de carga, conforme apresentado na Figura 58.

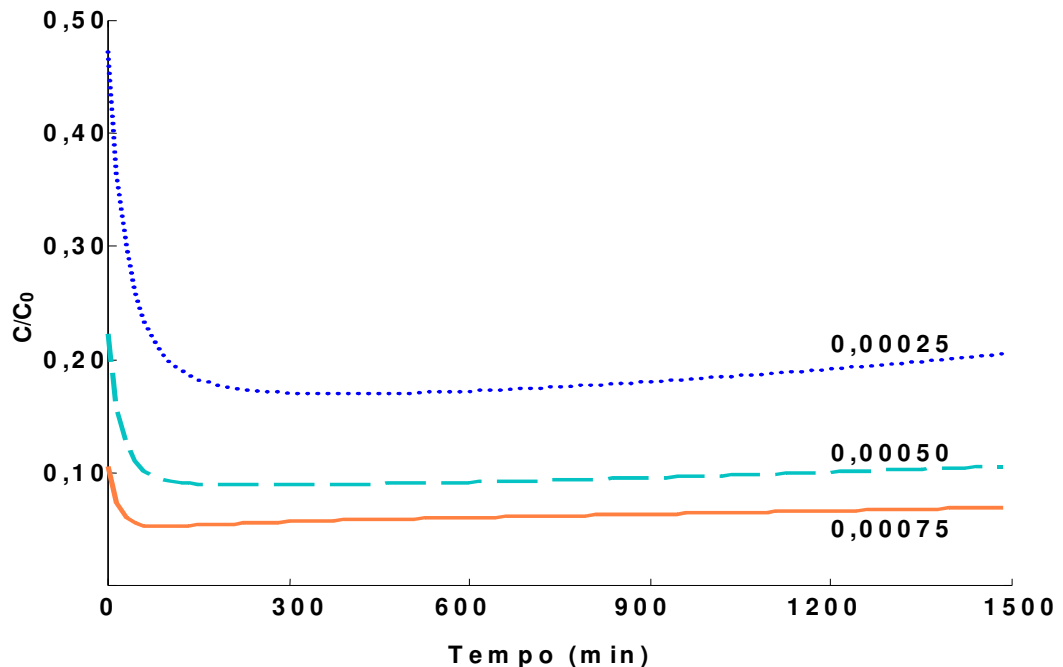


Figura 57: Influência do fator de remoção inicial ($\eta_0\alpha_0$) na eficiência de remoção de partículas.

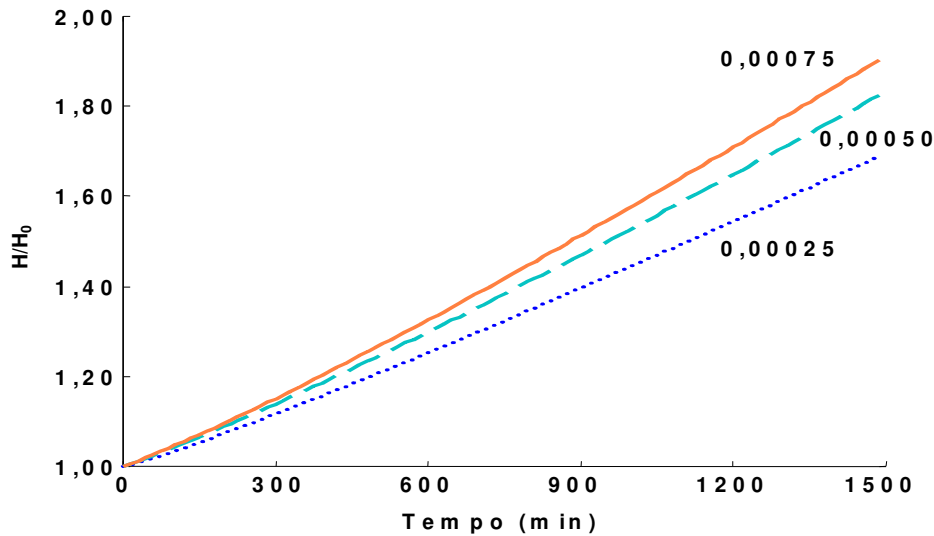


Figura 58: Influência do fator de remoção inicial ($\eta_0\alpha_0$) no crescimento da perda de carga.

5.8.3. Parâmetro do Estágio de Maturação

O parâmetro do estágio de maturação ($\beta\eta_p\alpha_p$) deve obedecer a uma condição de restrição, semelhante ao parâmetro de remoção inicial, a saber: $0 \leq \beta\eta_p\alpha_p \leq 1$. O parâmetro do estágio de maturação está relacionado com o parâmetro de desprendimento (β_2), portanto sua variação em função do tempo de duração do ciclo de filtração, tanto em relação à eficiência de remoção de partículas quanto ao caso da perda de carga, devem ser analisados em conjunto.

Neste caso, para melhor visualização da sensibilidade do parâmetro do estágio de maturação é necessário que o parâmetro de desprendimento seja igual à zero ($\beta_2 = 0$). Sua interdependência se confirma na faixa de valores que estes parâmetros podem assumir, ou seja, quando o parâmetro do estágio de maturação, aumenta o parâmetro de desprendimento também aumenta e vice-versa, conforme Figuras 59 e 60.

Semelhantemente ao parâmetro de eficiência de remoção de partículas, o parâmetro do estágio de maturação tem influência mais expressiva no modelo de eficiência de remoção de partículas, conforme Figura 59, do que no modelo de perda de carga, conforme observado na Figura 60. Este fato se inverte quando o parâmetro de desprendimento é igual a zero ($\beta_2 = 0$), conforme Figuras 61 e 62.

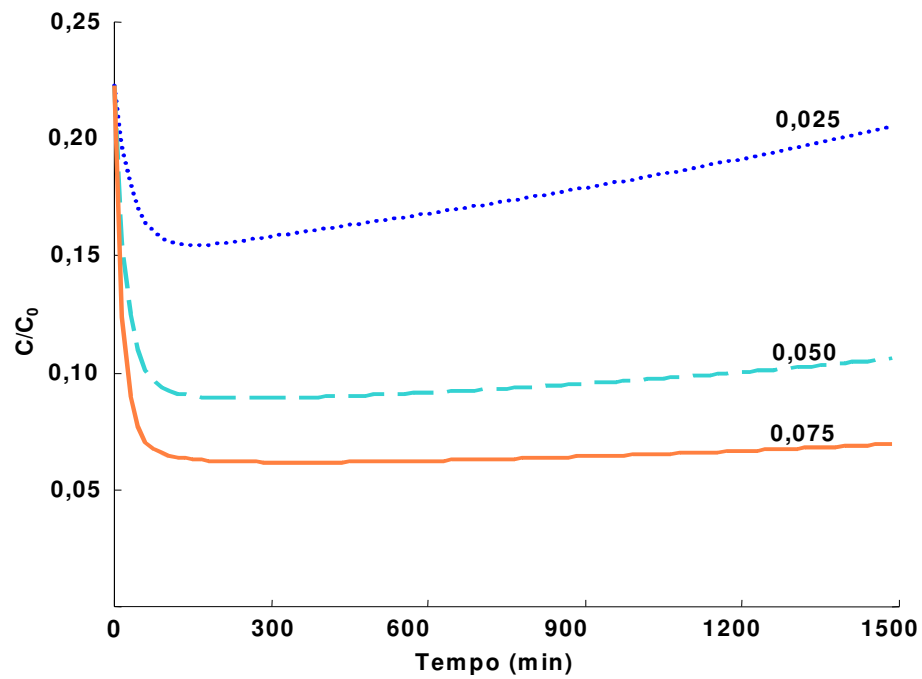


Figura 59: Eficiência de remoção de partícula em função da variação do parâmetro do período de maturação ($\beta\eta_p\alpha_p$) – com desprendimento ($\beta_2 \neq 0$).

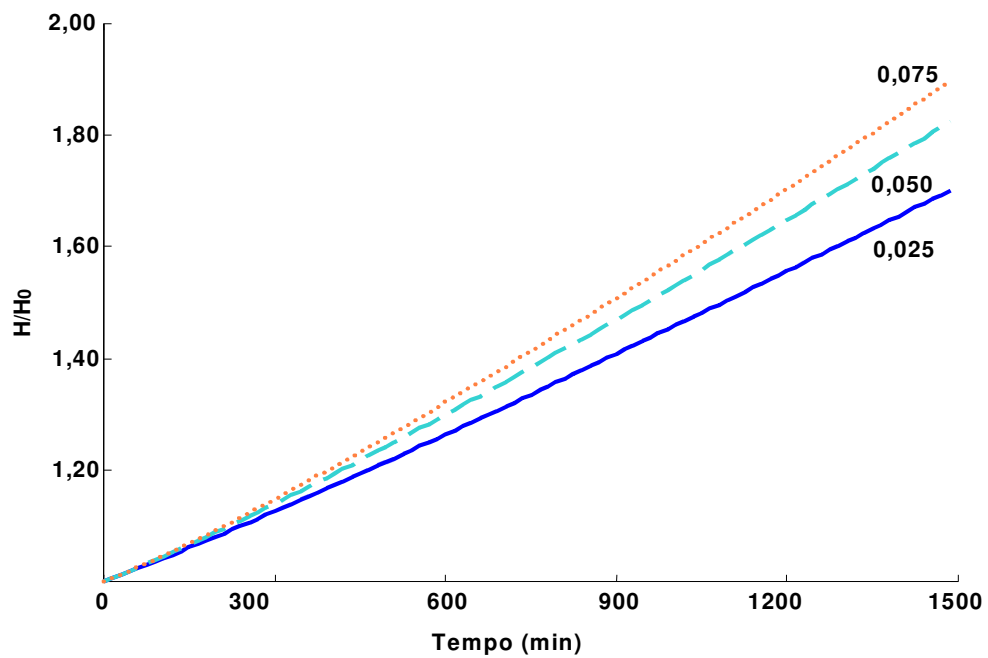


Figura 60: Perda de carga em função da variação do parâmetro do período de maturação ($\beta\eta_p\alpha_p$) – com desprendimento ($\beta_2 \neq 0$).

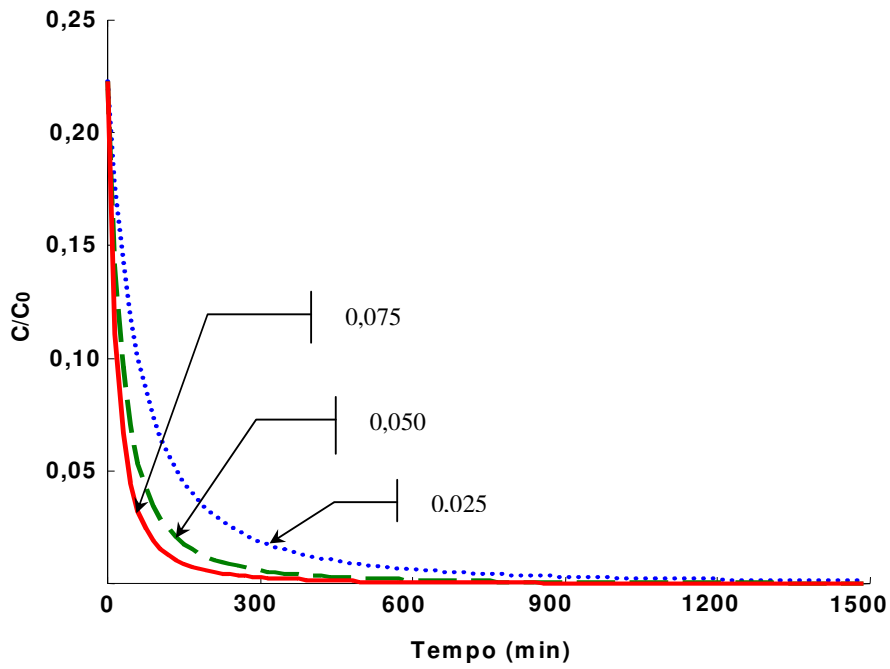


Figura 61: Eficiência de remoção de partícula em função da variação do parâmetro do período de maturação ($\beta\eta_p\alpha_p$) – sem desprendimento ($\beta_2 = 0$).

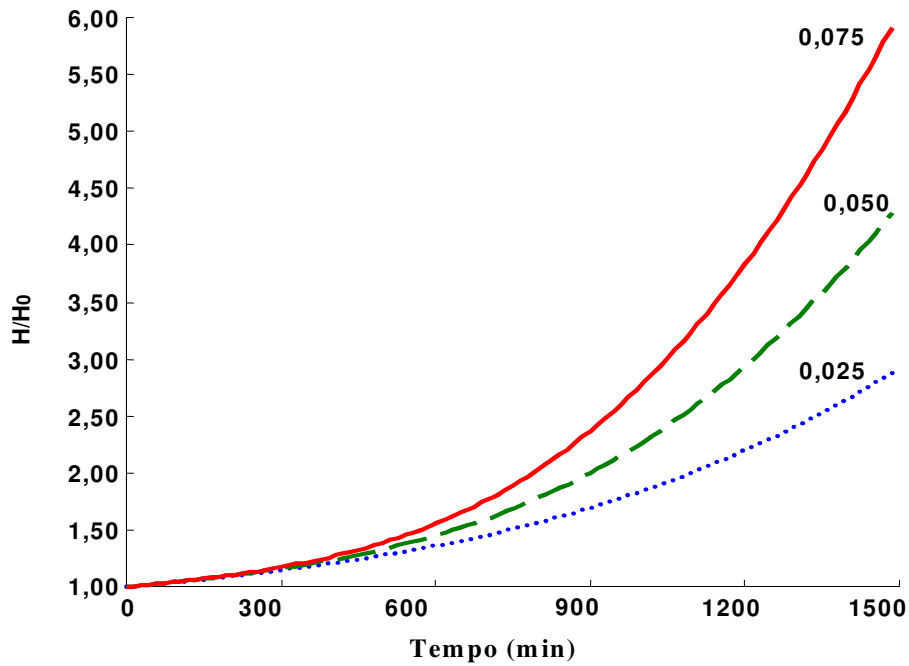


Figura 62: Perda de carga em função da variação do parâmetro do período de maturação ($\beta\eta_p\alpha_p$) – sem desprendimento ($\beta_2 = 0$).

5.8.4. Parâmetro de Desprendimento

É interessante notar que o parâmetro de desprendimento não tem limite superior, porém deve obedecer a um limite inferior: $0 \leq \beta_2$. Ainda assim pode conduzir a valores negativos de eficiência de remoção quando o desprendimento é maior que a aderência de partículas. As Figuras 63 e 64 mostram a influência do parâmetro de desprendimento nos modelos de eficiência de remoção de partículas e no perfil da perda de carga ao longo da carreira de filtração, respectivamente.

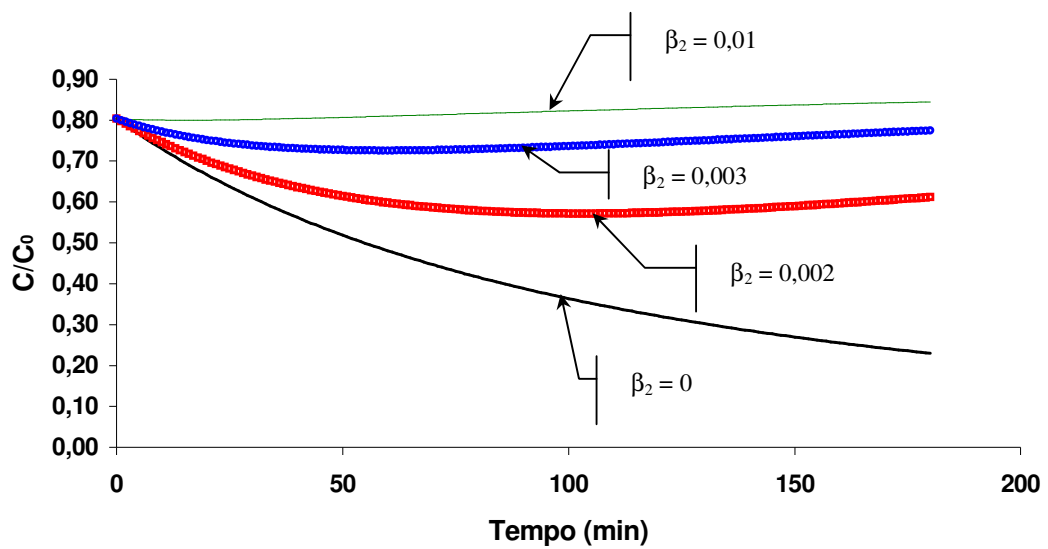


Figura 63: Eficiência de remoção de partículas em função da variação do parâmetro de desprendimento (β_2).

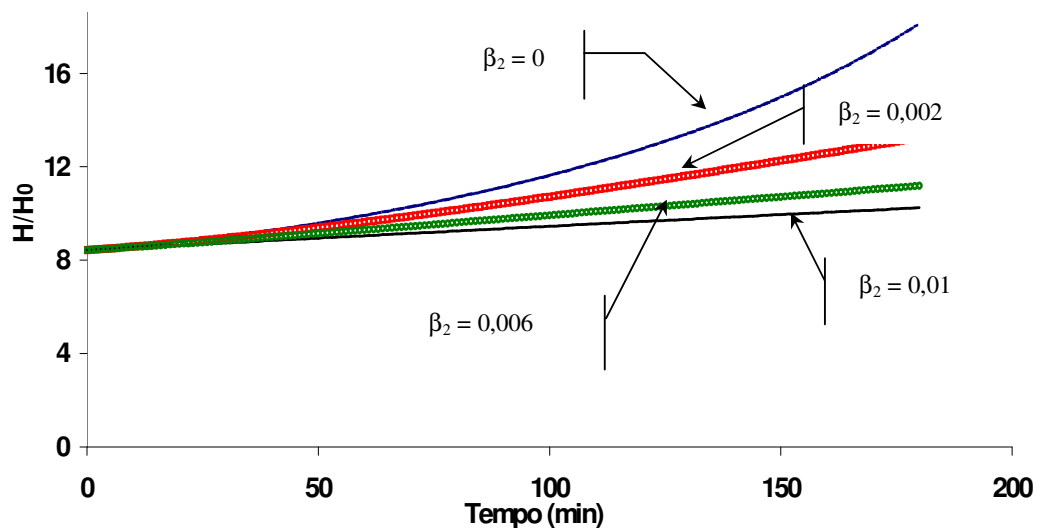


Figura 64: Perda de carga em função da variação do parâmetro de desprendimento (β_2).

5.8.5. Parâmetro de Perda de Carga

O parâmetro de perda de carga (β') está restrito às condições: $0 < \beta' \leq 1$; e tem um pequeno efeito sobre a eficiência de remoção de partículas mas desempenha papel fundamental na curva de perda de carga, conforme comparação entre as Figuras 65 e 66.

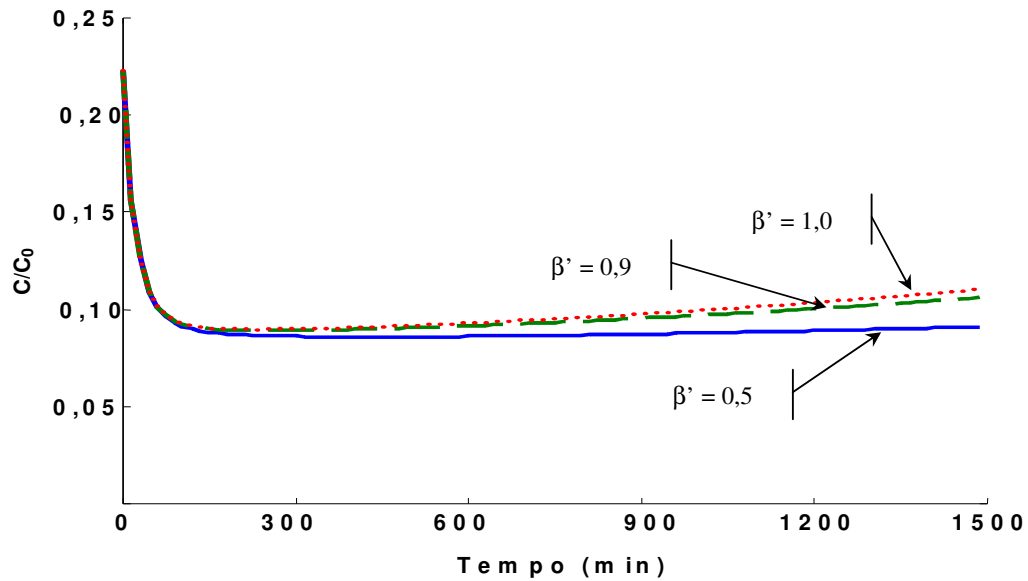


Figura 65: Eficiência de remoção de partículas em função da variação do parâmetro de perda de carga (β').

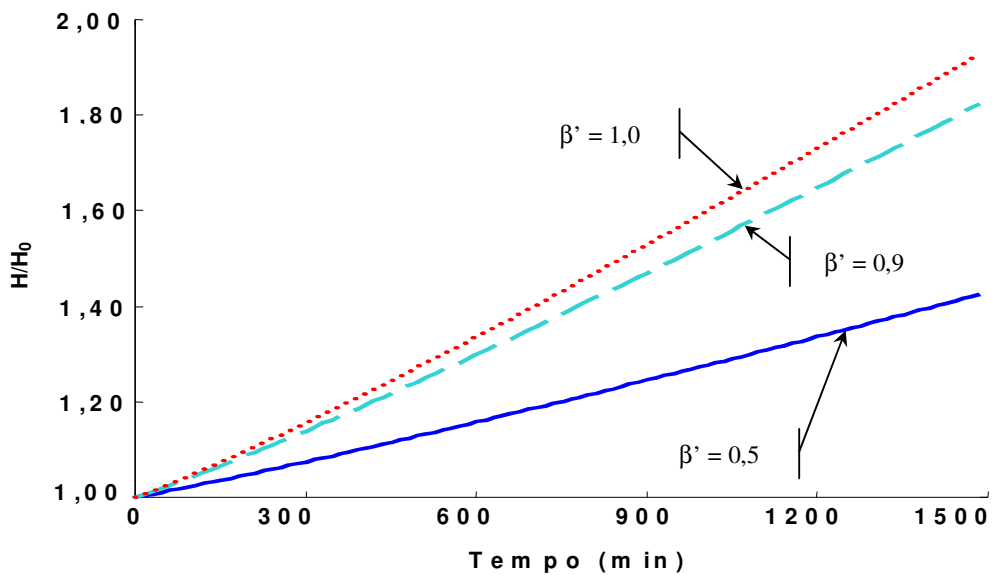


Figura 66: Perda de carga em função da variação do parâmetro de perda de carga (β').

5.9. Calibração do Modelo Monodisperso

Fez-se uso dos dados experimentais obtidos por DI BERNARDO, A. (2002) para a calibração do modelo monodisperso. Os ensaios foram realizados *no Georgia Institute of Technology* nos E.U.A e as características do meio filtrante, as instalações experimentais, bem como das partículas utilizadas na água de estudo foram mencionadas na seção 5.7.

Na Tabela 18 são rerepresentadas as principais características dos ensaios realizados e utilizados para a calibração do modelo.

Em virtude das condições experimentais, do material do meio filtrante e das partículas da água de estudo, os dados obtidos constituem-se ideais para a calibração do modelo utilizado neste trabalho. Os coagulantes utilizados foram o sulfato de alumínio e o cloreto de cálcio, conforme Tabela 18.

Tabela 18: Principais características dos ensaios realizados *no Georgia Institute of Technology* (E.U.A) – Dados experimentais dos ensaios no ANEXO B.

Ensaio	Tipo de Partícula	Coagulante (g.L ⁻¹)	Sentido do Escoamento	Concentração Total de Partículas (#/mL)	Espessura do Meio Filtrante(cm)	Taxa de Filtração (m ³ .m ⁻² .d ⁻¹)
1	Hidrofóbica (PGS)	1 (Sulfato de alumínio)	Ascendente	1,4x10 ⁶ (Turbidez: 40uT)	5	120
2		5 (Cloreto de Cálcio)		4,5x10 ⁵ (Turbidez: 12uT)		

Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, A. (2002)

A calibração permitiu uma análise da eficiência de remoção e do comportamento da perda de carga ao longo do tempo. Foi possível, ainda, comparar a ordem de grandeza dos valores dos coeficientes ($\eta_0\alpha_0$, $\beta\eta_p\alpha_p$, β_2 e β') do modelo frente aos dados reais.

As partículas hidrofóbicas usadas no estudo de DI BERNARDO, A. (2002) constituem-se base para comparação com os resultados obtidos com a suspensão de caulinita utilizada neste trabalho, em virtude do fato de também possuírem natureza hidrofóbica.

Os dados experimentais mostram ainda outra peculiaridade importante, que é a correlação linear (R^2) entre o número de partículas e a turbidez, que é da ordem de 0,96, conforme se observa no gráfico da Figura 67.

Este grau de correlação não foi possível para a suspensão de caulinita utilizada neste trabalho. Tal fato se deve, principalmente, pela natureza física e química polidispersa heterogênea da caulinita, em contraste com a natureza homogênea das partículas esféricas de látex de poliestireno utilizadas nos ensaios de DI BERNARDO, A. (2002).

As Figuras 68 a 71 e a Tabela 19 mostram o resultado da calibração com os dados experimentais de DI BERNARDO, A. (2002) para escoamento ascendente – ANEXO B.

Na Tabela 19 e nas Figuras 69 a 71, as letras “SR” referem-se à ausência das restrições elencadas nas seções 5.8.2 a 5.8.5. No gráfico da Figura 69, a letra “P” estará se referindo ao modelo adaptado de PARETSKY et al. (1971) – Tabela 16.

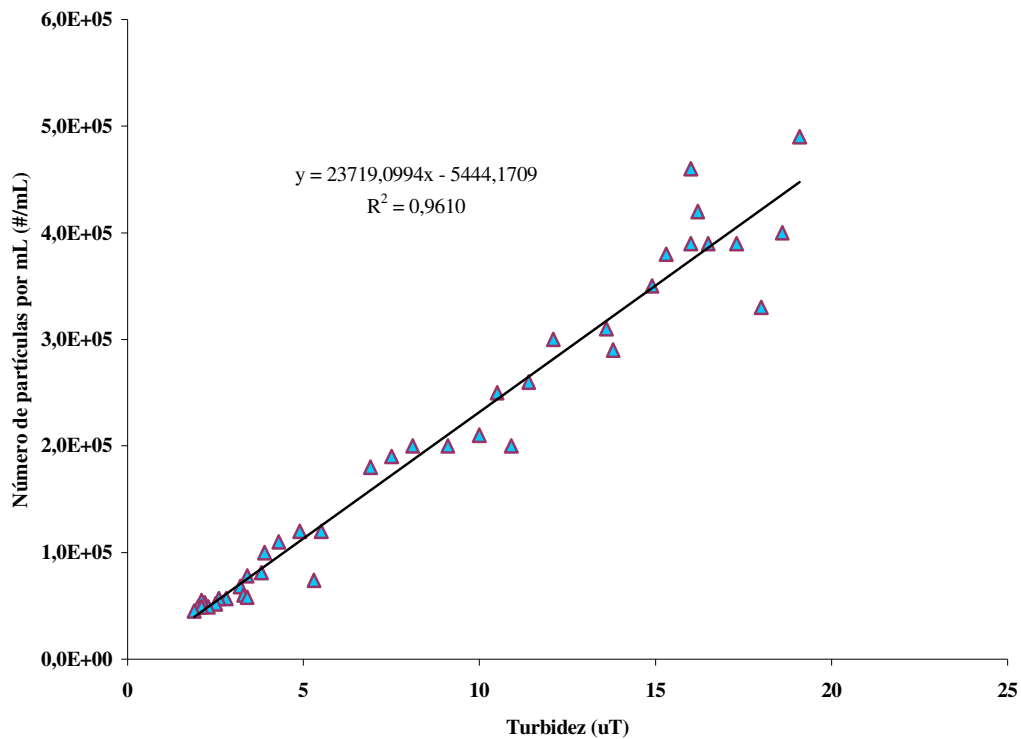


Figura 67: Correlação entre número de partículas e turbidez do ensaio 1 da Tabela 18

Tabela 19: Quadro resumo das simulações de calibração e dos valores de $\eta_0\alpha_0$ obtidos.

Parâmetros do Modelo				
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental				
Parâmetros do modelo	Ensaio			
	1 (turbidez)	2 (partículas)		
$\eta_0\alpha_0$	$5,024 \cdot 10^{-3}$	$8,2539 \cdot 10^{-3}$		
$\beta\eta_p\alpha_p$	$3,006 \cdot 10^{-2}$	$6,119 \cdot 10^{-2}$		
β_2	$8,197 \cdot 10^{-3}$	$2,924 \cdot 10^{-3}$		
β'	$7,458 \cdot 10^{-2}$	0,000		
R ² (Concentração)	0,9901	0,8579		
R ² (Perda de carga)	0,9909	-		
R ² (Média)	0,9905	-		
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos (Tabelas 14 a 16)				
Ensaio 1 (turbidez)				
Este autor				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	0,2385E-02	0,2452E-02	0,6042E-02	0,1208E-02
$\beta\eta_p\alpha_p$	0,1030	0,9926E-01	0,2030E-01	0,2427
β_2	0,5006E-01	0,4908E-01	0,000	0,7225E-01
β'	0,000	0,000	0,7544E-01	0,000
R ² (Concentração)	0,9569	0,9586	0,9786	0,9210
R ² (Perda de carga)	0,7929	0,7930	0,9912	0,7918
R ² (Média)	0,8749	0,8758	0,9849	0,8564
Adaptado de Gebhart				
	YH (SR)	LG (SR)	RT	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	0,2201E-02	0,2268E-02	-0,1216E-03	0,1146E-02
$\beta\eta_p\alpha_p$	0,1150	0,1104	-	0,2581
β_2	0,5344E-01	0,5225E-01	-	0,7359E-01
β'	0,000	0,000	-	0,000
R ² (Concentração)	0,9519	0,9537	-	0,9189
R ² (Perda de carga)	0,7927	0,7928	-	0,7918
R ² (Média)	0,8723	0,8733	-	0,8553
Adaptado de Paretzky				
	YH (SR)	LG (SR)	RT	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	0,2755E-02	0,2822E-02	0,5442E-02	0,1401E-02
$\beta\eta_p\alpha_p$	0,8416E-01	0,8124E-01	0,2556E-01	0,2035
β_2	0,4396E-01	0,4279E-01	0,4667E-02	0,6840E-01
β'	0,000	0,000	0,7858E-01	0,000
R ² (Concentração)	0,9660	0,9676	0,9874	0,9274
R ² (Perda de carga)	0,7934	0,7934	0,9931	0,7919
R ² (Média)	0,8797	0,8805	0,9902	0,8597
Parâmetros das simulações (Para os dois ensaios de calibração)				
d_p diâmetro da partícula = $2,9 \cdot 10^{-4}$ cm; d_c diâmetro do coletor = 0,05 cm (média); L profundidade do leito filtrante = 5,00 cm; ρ_p massa específica da partícula = 1048,14 kg.m ⁻³ ; ρ_f massa específica do fluido = 998,206 kg.m ⁻³ ; g aceleração da gravidade = 9,81 m.s ⁻² ; μ viscosidade dinâmica do fluido para $T = 293,00$ K = 0,001005 kg.m ⁻¹ .s ⁻¹ ; U velocidade de aproximação do fluido = 120 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ ; k_{h1} constante de ERGUN entre 2,10 e 7,00; k_{h2} constante de ERGUN entre 0,05 e 0,82; H constante de Hamaker (partículas de látex – coletores do meio filtrante de vidro – fluido: água) = $3,34 \cdot 10^{-21}$ J (AMIRTHARAJAH & RAVEENDRAN, 1993); k constante de Boltzmann = $1,3805 \cdot 10^{-23}$ J/K; T temperatura absoluta = 293,15 K; f porosidade do meio filtrante = 0,40 e f_d porosidade do depósito = 0,70.				

Cont. da Tabela 19: Quadro resumo das simulações de calibração e dos valores de $\eta_0\alpha_0$ obtidos.

Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos				
Ensaio 2 (partículas)				
Este autor				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\beta\eta_p\alpha_p$	0,7401	0,7037	0,1524	1,663
β_2	0,9311E-01	0,8960E-01	0,3076E-01	0,1121
β'	0,000	0,000	0,000	0,000
R^2 (Concentração)	0,6447	0,6465	0,7641	0,6194
Adaptado de Gebhart				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\beta\eta_p\alpha_p$	0,8042	0,7738	–	1,762
β_2	0,9298E-01	0,9174E-01	–	0,1128
β'	0,000	0,000	–	0,000
R^2 (Concentração)	0,6404	0,6421	–	0,6183
Adaptado de Paretsky				
	YH (SR)	LG	RT (SR)	TE (SR)
$\beta\eta_p\alpha_p$	0,6108	0,5790	0,1923	1,407
β_2	0,8675E-01	0,8250E-01	0,3949E-01	0,1091
β'	0,000	0,000	0,000	0,000
R^2 (Concentração)	0,6537	0,6556	0,7399	0,6233

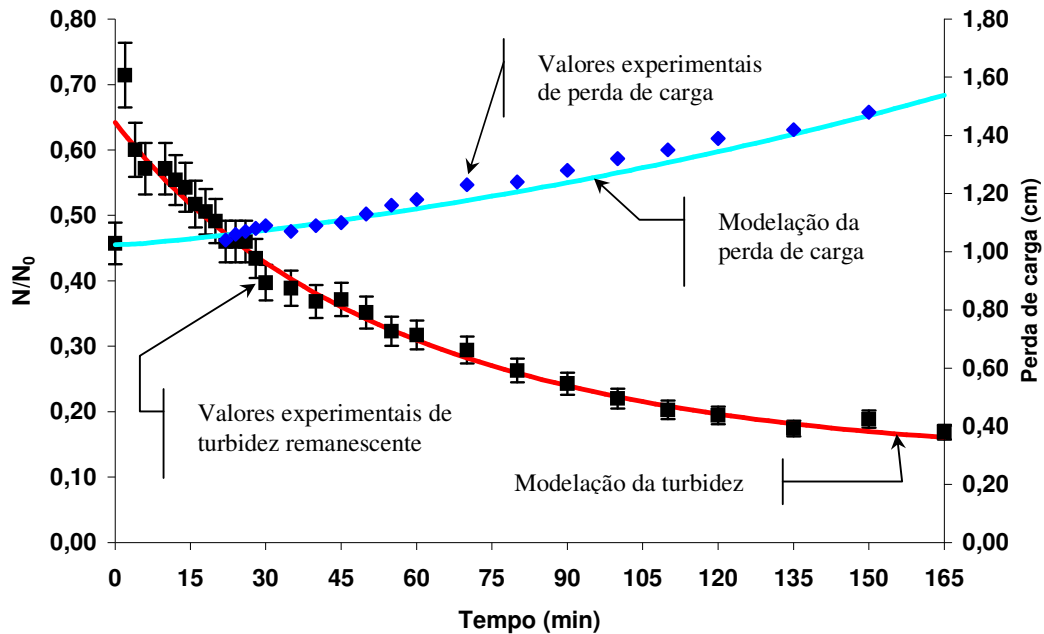


Figura 68: Calibração do modelo de perda de carga e de remoção de turbidez com os dados do ensaio 1 da Tabela 18 (Valor experimental de $\eta_0\alpha_0$ – Tabela 19).

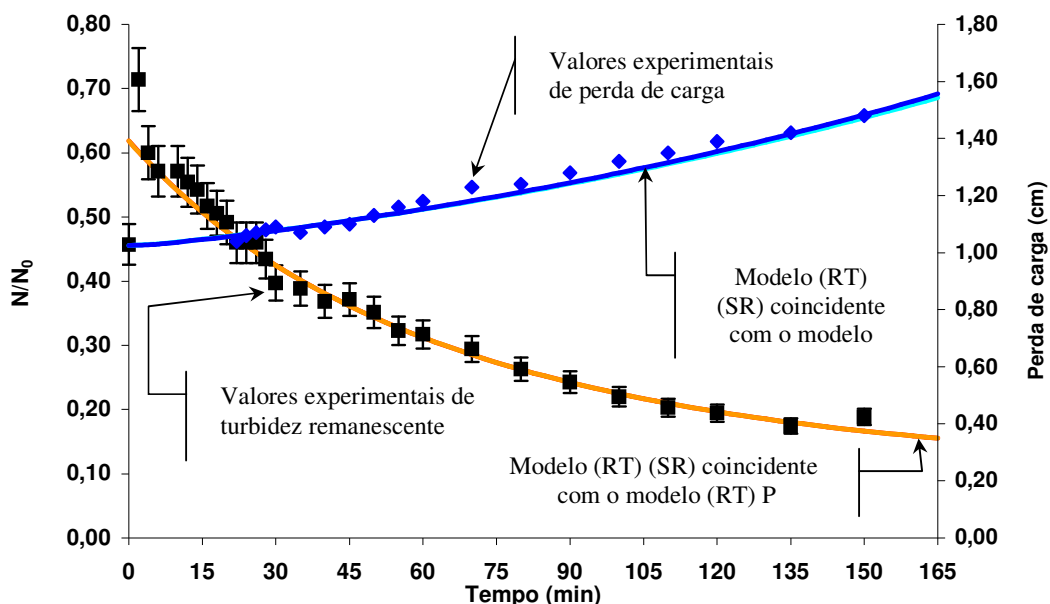


Figura 69: Calibração do modelo de perda de carga e de remoção de turbidez com os dados do ensaio 1 da Tabela 18 (Valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos – Tabela 19).

A calibração do modelo de perda de carga e eficiência de remoção de turbidez, com os dados do ensaio 1 (Tabela 18) para valor experimental de $\eta_0\alpha_0$, conforme apresentado pela Figura 68, mostra que o modelo de filtração apresentou boa aderência aos valores experimentais, conforme ordem de grandeza do coeficiente de determinação não linear ou múltipla médio (R^2) que foi de cerca de 99%, conforme Tabela 19.

Da mesma forma, o ajuste do modelo de eficiência de remoção de turbidez apresentou um valor de 99% do coeficiente de determinação não linear (Tabela 19).

Na Figura 69, que apresenta a calibração do modelo de eficiência de remoção de turbidez para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos (ensaio 1), a aderência aos valores experimentais do modelo foi menor, alcançando cerca de 89% na média total – para todos os modelos nas três concepções elencadas na Tabela 19.

O modelo (RT), na concepção desenvolvida por este autor, obteve cerca de 98,5% no valor médio de R^2 e para o modelo (RT) de eficiência de remoção de turbidez na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971), obteve R^2 médio de 99% (Tabela 19).

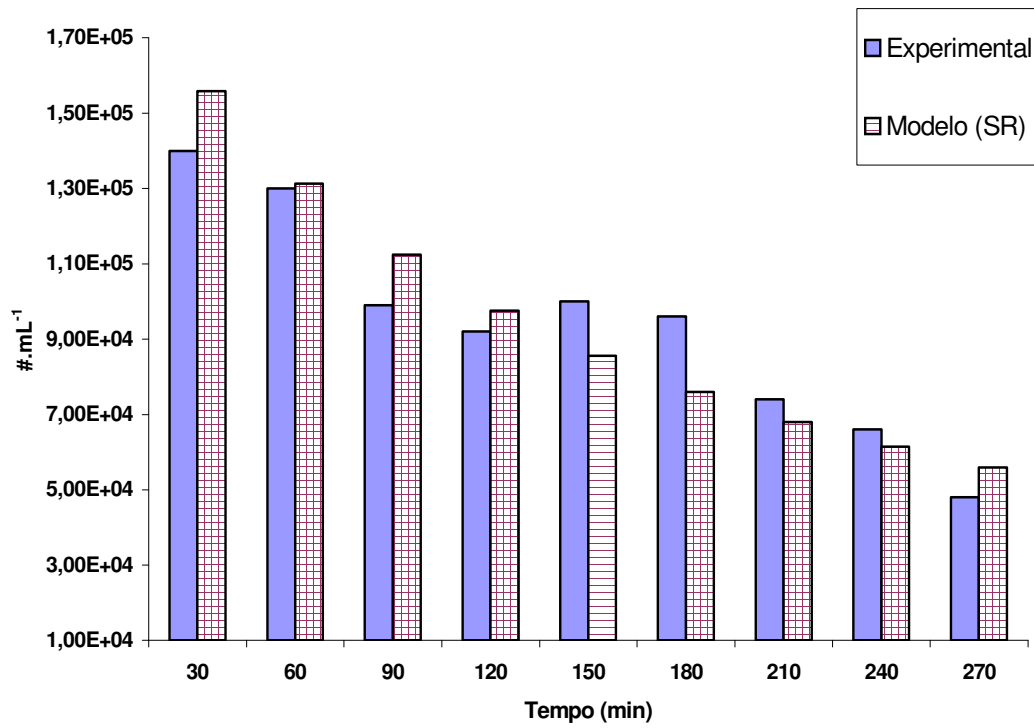


Figura 70: Calibração do modelo monodisperso de remoção de partículas ($d_p = 2,9 \mu\text{m}$) – dados do ensaio 2 da Tabela 18 (Valor experimental de $\eta_0\alpha_0$ – Tabela 19)

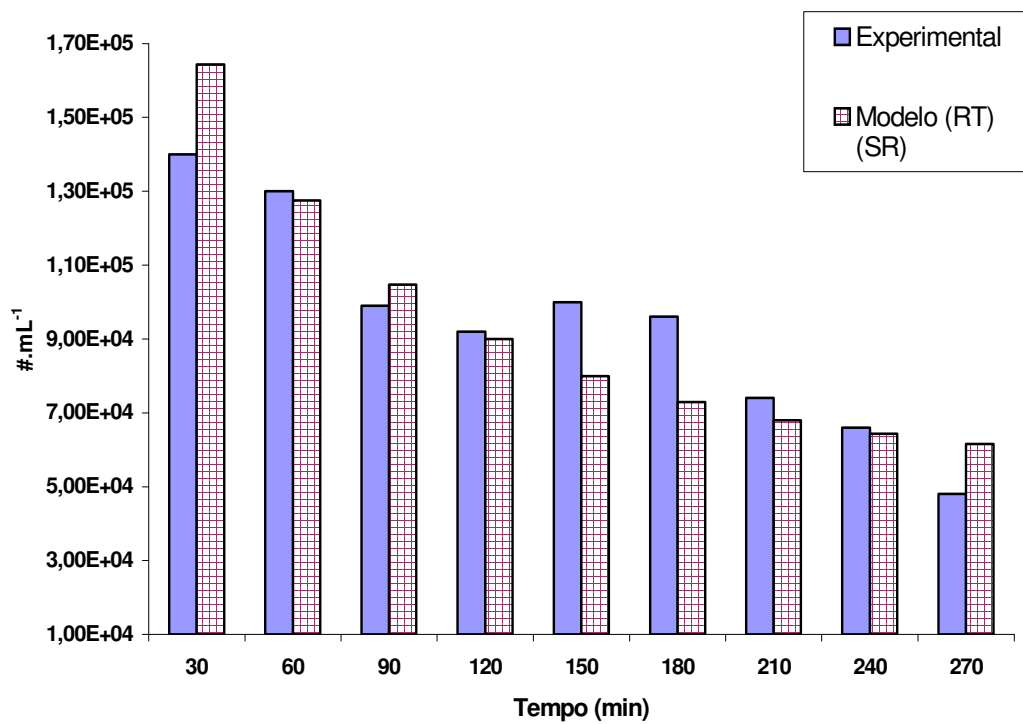


Figura 71 Calibração do modelo monodisperso de remoção de partículas ($d_p = 2,9 \mu\text{m}$) – dados do ensaio 2 da Tabela 18 (Valor de $\eta_0\alpha_0$ do modelo (RT) (SR) – Tabela 19)

A calibração do modelo de eficiência de remoção de partículas, com os dados do ensaio 2 (Tabela 18) para valor experimental de $\eta_0\alpha_0$, conforme apresentado pela Figura 70, mostra que o modelo de filtração apresentou um valor do coeficiente de determinação não linear médio (R^2) da ordem de 86%, conforme Tabela 19.

O modelo monodisperso de eficiência de remoção de partículas para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos, nas três concepções elencadas na Tabela 19 (Figura 71), de forma geral, não apresentou aderência satisfatória aos valores experimentais, alcançando valores de R^2 da ordem de 60 a 70%, com destaques para o valores do modelo (RT) na concepção desenvolvida por este autor, que obteve cerca de 76% no valor de R^2 , e na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) que obteve cerca de 74%.

Os valores experimentais de eficiência inicial de remoção ($\eta_0\alpha_0$) conduziram ao melhor desempenho do modelo de filtração tanto para a eficiência de remoção de partículas quanto para a perda de carga.

O modelo polidisperso para remoção de partículas teve sua calibração realizada diretamente com os dados oriundos da instalação piloto de dupla filtração cujos resultados serão apresentados e analisados no capítulo seis. Também serão apresentados e analisados os resultados para o modelo monodisperso na remoção de turbidez em termos de concentração de SST em massa por volume e partículas com perfil de perda de carga ao longo do ciclo de filtração.

6. RESULTADOS

Este capítulo apresenta os resultados da aplicação dos modelos de filtração mono e polidisperso para os quatro modelos de eficiência inicial de remoção de turbidez em termos de concentração de SST e partículas nas três concepções propostas (Tabelas 14 a 16).

Os resultados da modelação serão confrontados com dados experimentais obtidos na filtração ascendente em um sistema experimental piloto de dupla filtração com partículas e meio filtrante reais (conforme apresentado no capítulo 5). Os resultados da modelação da perda de carga serão apresentados em conjunto com o modelo de eficiência de remoção de turbidez (concentração de SST) tanto para a filtração ascendente em meio filtrante de areia grossa como para pedregulho.

Este capítulo também apresenta uma análise estatística dos valores de eficiência global a partir dos modelos de eficiência inicial de remoção para o modelo monodisperso de filtração para remoção de turbidez (concentração de SST) com base nos valores dos coeficientes de correlação não linear.

6.1. Introdução

Todos os dados experimentais de turbidez e de partículas, bem como de perda de carga são apresentados no APÊNDICE B. Os valores experimentais de perda de carga foram corrigidos por DI BERNARDO, A. (2004) para a temperatura de 25°C, portanto a massa específica, bem como a viscosidade dinâmica da água, também são utilizadas para esta temperatura, conforme se pode observar na Tabela 20 e APÊNDICE B.

Os modelos de eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente estarão referidos nos gráficos das Figuras e nas Tabelas pelas iniciais dos nomes dos seus respectivos autores, deste modo: Yao-Habibian Modificado será (YH); Lee-Geiske Modificado será (LG); Rajagopalan e Tien será (RT) e Tufenkji e Elimelech será (TE).

Quando as iniciais dos referidos modelos de eficiência inicial de remoção estiverem seguidas das letras maiúsculas “SR” (Sem Restrição), os parâmetros do modelo não terão as restrições elencadas nas seções 5.8.2 a 5.8.5.

As letras, “P” ou “G”, acrescidas à legenda estarão se referindo aos modelos para escoamento ascendente das concepções adaptadas de GEBHART et al. (1973) e PARETSKY et al. (1971), respectivamente – Tabelas 15 e 16. Na ausência das referidas letras, os modelos utilizados foram concebidos por este trabalho – Tabela 14.

Foi adotado o valor da constante de Hamaker (Tabela 20) utilizado por BERKA & RICE (2004) para uma solução aquosa de caulinita similar à utilizada neste trabalho. A Tabela 20 apresenta um resumo dos valores dos parâmetros dos modelos mono e polidisperso utilizados nas simulações apresentadas nesta seção e nos APÊNDICES E e F.

Tabela 20: Quadro resumo dos valores dos parâmetros dos modelos utilizados nas simulações.

Parâmetros dos modelos utilizados nas simulações			
Parâmetro	Valor (unidade)	Parâmetro	Valor (unidade)
massa específica da partícula (ρ_p)	2600,00 kg.m ⁻³	massa específica do fluido (ρ_f)	997,048 kg.m ⁻³
aceleração da gravidade (g)	9,81 m.s ⁻²	viscosidade dinâmica do fluido para T_{298K} (μ)	8,94.10 ⁻⁴ kg.m ⁻¹ .s ⁻¹
constante de Hamaker – caulinita em meio aquoso (H)	4,7.10 ⁻²⁰ J	constante de Boltzmann (k)	1,3805.10 ⁻²³ J.K ⁻¹
temperatura absoluta (T)	298 K	porosidade do depósito (f_d)	0,70
constante da equação de ERGUN (k_{hi})	90 – 240	constante da equação de ERGUN (k_{h2})	0,8 – 5,0.

6.2. Resultados para Turbidez

Nesta seção serão apresentados os resultados obtidos pelo modelo de filtração monodisperso para os quatro modelos de eficiência inicial de remoção nas três concepções propostas para remoção de impurezas em termos de concentração de SST em massa por volume (mg.L⁻¹) para as diferentes faixas de valores de turbidez encontradas nas correlações, conforme especificado na seção 5.6 do capítulo 5.

Os gráficos desta seção apresentados nas Figuras 72 a 87 apresentam os perfis da modelação para perda de carga e concentração remanescente ao longo do tempo de filtração, além dos seus respectivos valores experimentais. Os valores experimentais de concentração de SST remanescente contam com uma barra de erro.

O erro experimental total (E_T), expresso em porcentagem, foi obtido pela soma em quadratura dos erros de correlação e de leitura do turbidímetro de bancada, definido segundo a equação (159):

$$E_T = \sqrt{E_{LT}^2 + E_C^2} \quad (159)$$

onde: E_{LT} é o erro de leitura do turbidímetro de bancada (%) e E_C é o erro de correlação (%), que depende de cada faixa de valor de turbidez para cada tipo de água de estudo (Tipos I e II), conforme gráficos de correlação apresentados na seção 5.6 do capítulo 5.

Não foi realizada a modelação das camadas C5 e C6 em virtude da baixa concentração de massa nestas camadas durante a fase de serviço do ciclo de filtração. Mesmo para águas com turbidez elevadas (tipo II) as referidas camadas retiveram pouca massa, em face da retenção ocorrida nas camadas anteriores.

6.2.1. Filtro Ascendente de Areia Grossa (FAAG)

Todos os índices das camadas do FAAG estão referenciados à Figura 32b. Os parâmetros das simulações apresentados neste capítulo são aqueles elencados na Tabela 20. Não havendo indicação contrária, os dados são provenientes da câmara de filtração 1.

A modelação com o valor experimental de eficiência inicial de remoção da camada de filtração C1 do ensaio 1 obteve boa aderência aos dados experimentais, conforme os valores do coeficiente de correlação múltipla (R^2) para perda de carga e concentração da Tabela 21. Os valores dos parâmetros do modelo obedeceram às suas respectivas restrições.

A modelação para a perda de carga na camada de filtração C1 obteve valor do R^2 próximo a 94% para o valor experimental de eficiência inicial de remoção. Esta tendência se manteve para os valores obtidos pelos modelos de eficiência inicial de remoção, embora em ordem de grandeza um pouco menor.

Os valores de eficiência inicial de remoção calculados pelos modelos obtiveram valores de R^2 para a modelação da perda de carga até mesmo maiores que o valor experimental. Entretanto, os valores dos parâmetros dos modelos não obedeceram às suas respectivas restrições.

Tabela 21: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 1 – Camada C1.

Dados Experimentais e das Simulações				
Sistema de Filtração: I				
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 1; Camada do leito filtrante: C1				
Valores experimentais de Turbidez e Perda de carga: Tabela B1.2 do APÊNDICE B				
Meio Poroso				
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,55 m				
Diâmetro médio do Coletor (d_c) = 12,29 mm; Fator de Forma = 7,5				
Porosidade (f) = 0,4 (adimensional)				
Efluente e Condições Operacionais				
Diâmetro médio da partícula (d_p) = 2,1 μ m; Fator de Forma = 10,3				
Concentração de SST na água de estudo (C_0) = 56,27 mg.L ⁻¹ (Água Tipo I)				
Taxa de Filtração (U) = 120 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹				
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 3600 min.				
Parâmetros do Modelo				
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ experimental				
Remoção Inicial - $\eta_0\alpha_0$ (adimensional) = 6,753.10 ⁻²				
Período de Maturação - $\beta\eta_p\alpha_p$ (adimensional) = 1.10 ⁻⁷				
Desprendimento - β_2 (s-1) = 0,1335				
Perda de carga - β' (adimensional) = 0,7761				
R ² (perda de carga) = 0,9364				
R ² (concentração remanescente) = 0,9017				
R ² (média) = 0,9191				
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos				
	Este autor			
	YH (SR)	LG (SR)	RT	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	1,773.10 ⁻³	1,766.10 ⁻³	3,983.10 ⁻²	1,776.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	0,9027	0,9037	1,000.10 ⁻⁷	0,9222
β_2	5,898	5,700	7,385.10 ⁻²	6,014
β'	0,8504	0,8449	0,8556	0,8507
R ² (perda de carga)	0,9729	0,9717	0,9478	0,9728
R ² (concentração)	0,8230	0,8268	0,8883	0,8232
R ² (média)	0,8979	0,8993	0,9181	0,8980
	Adaptado de Gebhart			
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	-4,847.10 ⁻⁴	-4,918.10 ⁻⁴	-1,376.10 ⁻²	-7,248.10 ⁻⁴
$\beta\eta_p\alpha_p$	-	-	-	-
β_2	-	-	-	-
β'	-	-	-	-
R ² (perda de carga)	-	-	-	-
R ² (Concentração)	-	-	-	-
R ² (média)	-	-	-	-
	Adaptado de Paretzky			
	YH (SR)	LG (SR)	RT	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	2,168.10 ⁻³	2,161.10 ⁻³	3,659.10 ⁻²	3,091.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	0,8066	0,7602	1,000.10 ⁻⁷	0,4948
β_2	6,161	5,806	6,784.10 ⁻²	5,599
β'	0,8876	0,8924	0,8743	0,8664
R ² (perda de carga)	0,9627	0,9618	0,9501	0,9727
R ² (concentração)	0,8217	0,8210	0,8737	0,8239
R ² (média)	0,8922	0,8914	0,9119	0,8983

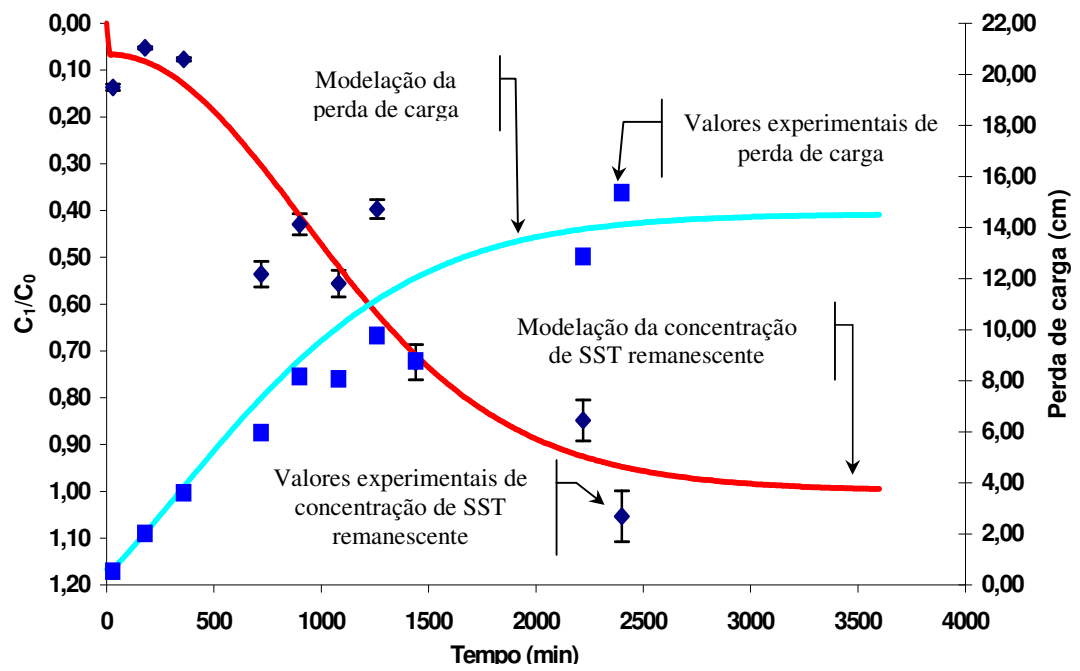


Figura 72: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C1 do Ensaio 1 – Tabela 21.

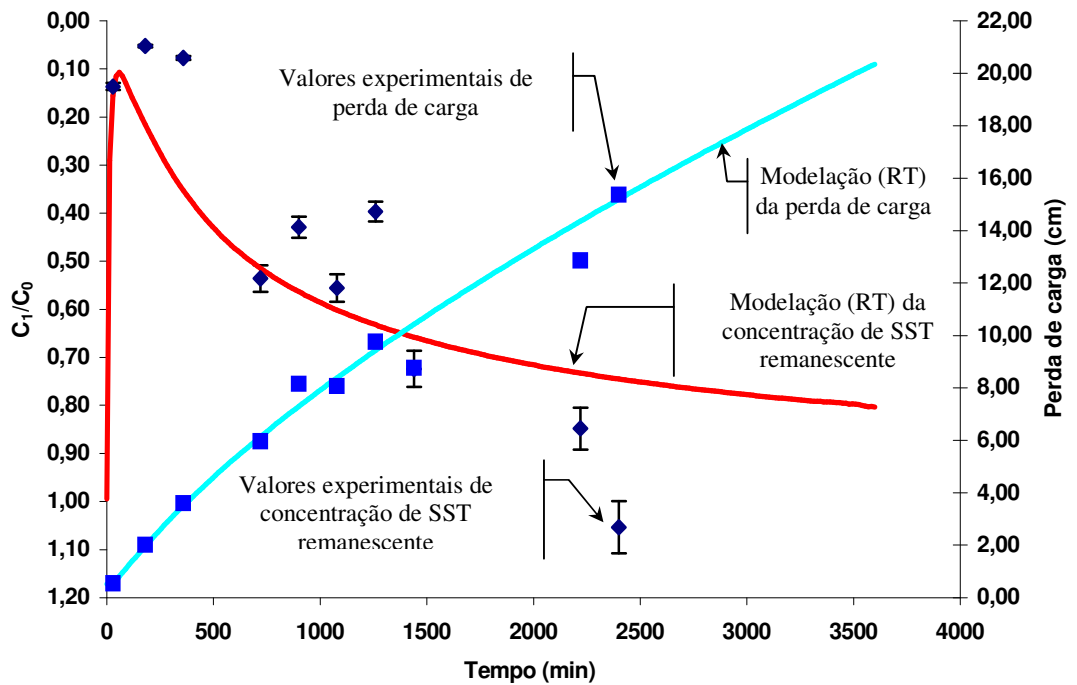


Figura 73: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C1 do Ensaio 1 – Tabela 21.

É interessante observar que no caso da camada C2, do ensaio 2, ocorre o contrário, tendo-se obtido maior grau de correlação para o caso da eficiência de remoção turbidez (concentração de SST) e menor para a modelação da perda de carga, conforme dados da Tabela 22.

Para ambos os casos, conforme observado na comparação entre os gráficos das Figuras 72 e 74, a modelação da perda de carga para valores de eficiência inicial de remoção experimental apresenta um comportamento assintótico próximo ao final do ciclo de filtração. Este comportamento assintótico observado nas Figuras 72 e 74 não ocorre para alguns valores de eficiência inicial de remoção calculado pelos modelos, conforme pode ser observado ao se comparar os gráficos das Figuras 73 e 75.

Entretanto, deve-se atentar ao fato de que, enquanto os perfis de perda de carga se adequam de forma mais ajustada aos valores experimentais, o mesmo não ocorre com os perfis para concentração remanescente, conforme se pode observar nos gráficos das Figuras 73 e 75. Neste último, o caso do modelo (LG) (SR) P.

Algo a ser destacado na modelação, com os valores de eficiência inicial de remoção calculados pelos modelos, é o fato de que foi necessário a remoção das restrições aos valores dos parâmetros do modelo, com exceção do modelo RT calculado pelas concepções adaptada de PARETSKY et al. (1971) e a deste trabalho, conforme Tabelas 21 e 22.

Neste caso, a seguinte observação é pertinente: os limites (restrições) aos valores dos parâmetros supracitados não foram impostos como condição de contorno nos dados de entrada ao modelo monodisperso, mas o resultado da modelação.

Na camada C3 do ensaio 4 não foi possível obter um valor coerente do coeficiente de correlação múltipla (R^2) para o modelo de remoção de turbidez (concentração de SST), nem mesmo para os valores calculados pelos modelos de eficiência inicial de remoção, conforme se observa na Tabela 23 e nos gráficos das Figuras 76 e 77.

Este fato ressalta um aspecto interessante: a simples remoção das restrições aos valores dos parâmetros do modelo não garante melhora no seu desempenho em descrever o fenômeno experimental.

Por outro lado, o modelo de perda de carga obteve um valor de R^2 próximo da unidade, tanto para o valor de eficiência inicial de remoção experimental como para valores calculados pelos modelos.

Tabela 22: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 2 – Camada C2.

Dados Experimentais e das Simulações					
Sistema de Filtração: I					
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 2; Camada do leito filtrante: C2					
Valores experimentais de Turbidez e Perda de carga: Tabela B2.2 do APÊNDICE B					
Meio Poroso					
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,21 m					
Diâmetro do Coletor (d_c) (max) = 3,36 mm; (min) = 2,38 mm; Fator de Forma = 7,8					
Porosidade (f) = 0,39 (adimensional)					
Efluente e Condições Operacionais					
Diâmetro médio da partícula (d_p) = 2,1 μm ; Fator de Forma = 10,3					
Concentração de SST na água de estudo (C_0) = 64,53 mg.L^{-1} (Água Tipo I)					
Taxa de Filtração (U) = 240 $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$					
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1080 min					
Parâmetros do Modelo					
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental					
Remoção Inicial - $\eta_0\alpha_0$ (adimensional) = $2,2071.10^{-2}$					
Período de Maturação - $\beta\eta_p\alpha_p$ (adimensional) = $1,000.10^{-7}$					
Desprendimento - β_2 (s^{-1}) = 0,1001					
Perda de carga - β' (adimensional) = 0,5479					
R^2 (perda de carga) = 0,9176					
R^2 (concentração remanescente) = 0,9776					
R^2 (média) = 0,9476					
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos					
		Este autor			
		YH (SR)	LG (SR)	RT	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	$1,052.10^{-3}$	$1,042.10^{-3}$	$2,290.10^{-2}$	$7,607.10^{-4}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	1,156	0,9046	$1.000.10^{-7}$	1,139
	β_2	5,234	4,412	0,1032	4,564
	β'	0,5597	0,6260	0,5410	0,6561
	R^2 (perda de carga)	0,9297	0,8876	0,9164	0,9167
	R^2 (Concentração)	0,9200	0,9298	0,9755	0,9291
	R^2 (média)	0,9249	0,9087	0,9459	0,9229
		Adaptado de Gebhart			
		YH	LG	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	$-1,390.10^{-4}$	$-1,491.10^{-4}$	$-5,874.10^{-3}$	$-1,683.10^{-4}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	-	-	-	-
	β_2	-	-	-	-
	β'	-	-	-	-
	R^2 (perda de carga)	-	-	-	-
	R^2 (Concentração)	-	-	-	-
	R^2 (média)	-	-	-	-
		Adaptado de Paretzky			
		YH (SR)	LG (SR)	RT	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	$1,639.10^{-3}$	$1,629.10^{-3}$	$1,841.10^{-2}$	$1,566.10^{-3}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	0,7386	0,4608	$1,000.10^{-7}$	0,7684
	β_2	6,090	3,487	$8,555.10^{-2}$	5,800
	β'	0,7094	0,7081	0,5907	0,7459
	R^2 (perda de carga)	0,1411	0,9952	0,9124	0,6852
	R^2 (Concentração)	0,9321	0,9121	0,9790	0,9297
	R^2 (média)	0,5366	0,9537	0,9457	0,8075

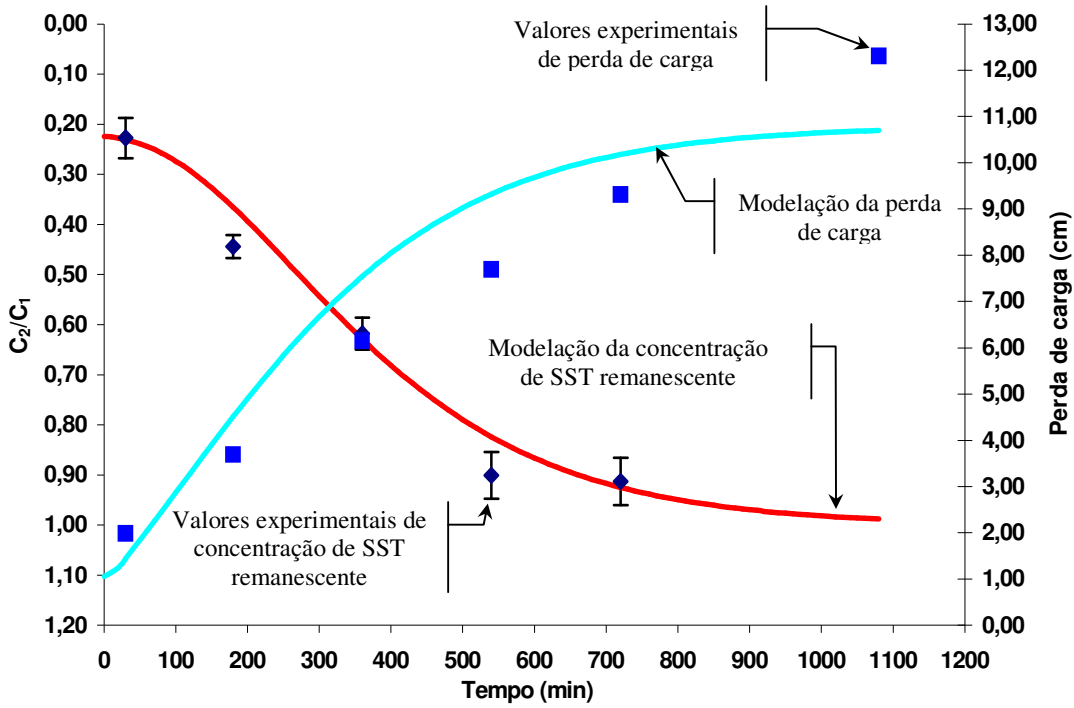


Figura 74: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C2 do Ensaio 2 – Tabela 22.

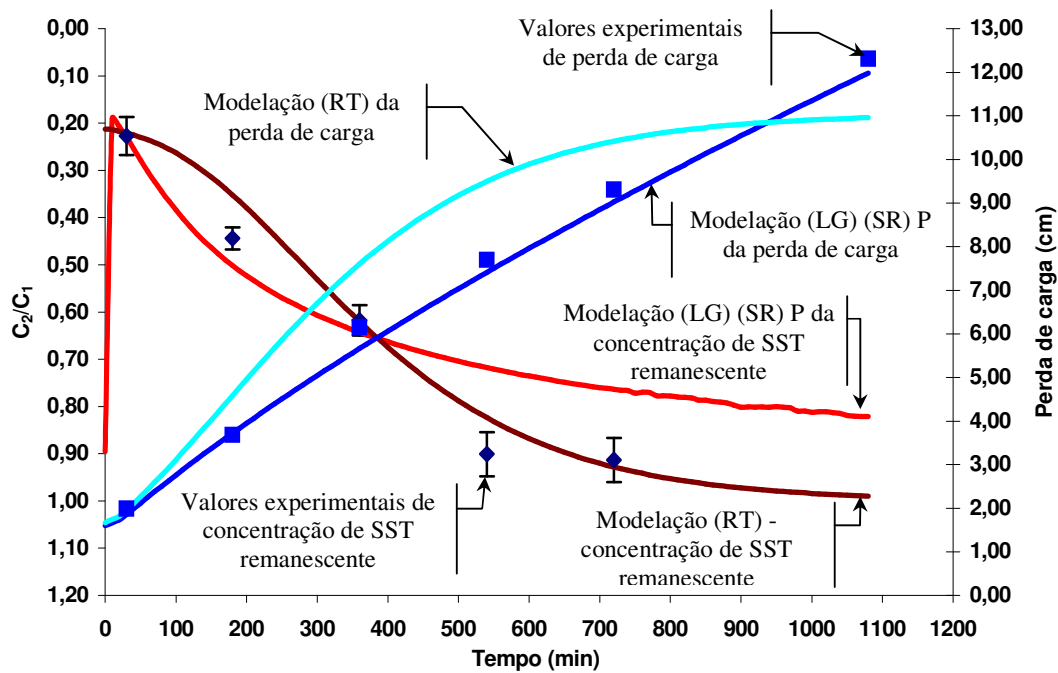


Figura 75: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C2 do Ensaio 2 – Tabela 22.

Tabela 23: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 4 – Camada C3.

Dados Experimentais e das Simulações					
Sistema de Filtração: I					
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 4; Camada do leito filtrante: C3					
Valores experimentais de Turbidez e Perda de carga: Tabela B3.2 do APÊNDICE B					
Meio Poroso					
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,35 m					
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 2,38 mm; (mín.) = 2,00 mm; Fator de Forma = 7,9					
Porosidade (f) = 0,39 (adimensional)					
Efluente e Condições Operacionais					
Diâmetro médio da partícula (d_p) = 2,1 μm ; Fator de Forma = 10,3					
Concentração de SST na água de estudo (C_0) = 57,60 mg.L^{-1} (Água Tipo I)					
Taxa de Filtração (U) = 180 $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$					
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1860 min					
Parâmetros do Modelo					
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental					
Remoção Inicial - $\eta_0\alpha_0$ (adimensional) = 6,384.10 ⁻³					
Período de Maturação - $\beta\eta_p\alpha_p$ (adimensional) = 1,248 (SR)					
Desprendimento - β_2 (s ⁻¹) = 5,623 (SR)					
Perda de carga - β' (adimensional) = 0,6071 (SR)					
R ² (perda de carga) = 0,9953 (SR)					
R ² (concentração remanescente) = -					
R ² (média) = -					
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos					
		Este autor			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	1,407.10 ⁻³	1,393.10 ⁻³	2,487.10 ⁻²	1,009.10 ⁻³
	$\beta\eta_p\alpha_p$	1,455	1,494	1,154.10 ⁻²	2,213
	β_2	5,284	5,163	0,8125	5,812
	β'	0,5972	0,6084	0,5896	0,5899
	R ² (perda de carga)	0,9982	0,9952	0,9965	0,9979
	R ² (Concentração)	-	-	-	-
	R ² (média)	-	-	-	-
		Adaptado de Gebhart			
		YH	LG	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	-1,463.10 ⁻⁴	-1,603.10 ⁻⁴	-5,931.10 ⁻³	-1,810.10 ⁻⁴
	$\beta\eta_p\alpha_p$	-	-	-	-
	β_2	-	-	-	-
	β'	-	-	-	-
	R ² (perda de carga)	-	-	-	-
	R ² (Concentração)	-	-	-	-
	R ² (média)	-	-	-	-
		Adaptado de Paretzky			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	1,950.10 ⁻³	1,936.10 ⁻³	1,784.10 ⁻²	1,766.10 ⁻³
	$\beta\eta_p\alpha_p$	1,170	1,141	7,277.10 ⁻³	0,9848
	β_2	5,768	5,443	0,3872	4,532
	β'	0,5948	0,6048	0,5910	0,6085
	R ² (perda de carga)	0,9978	0,9947	0,9967	0,9976
	R ² (Concentração)	-	-	-	-
	R ² (média)	-	-	-	-

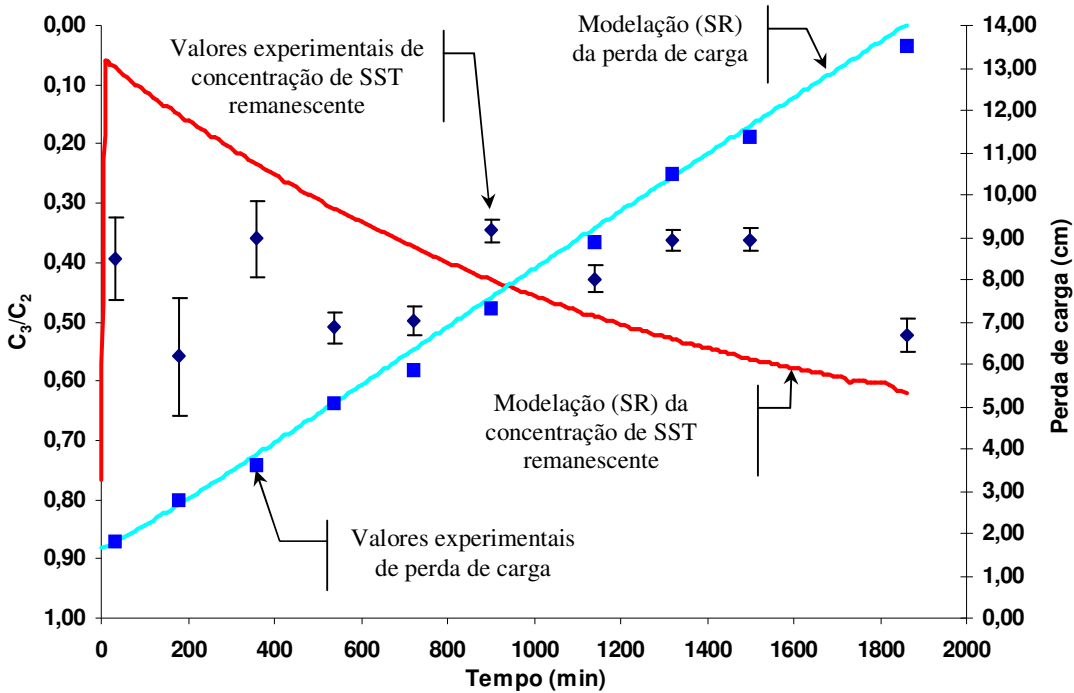


Figura 76: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C3 do Ensaio 4 – Tabela 23.

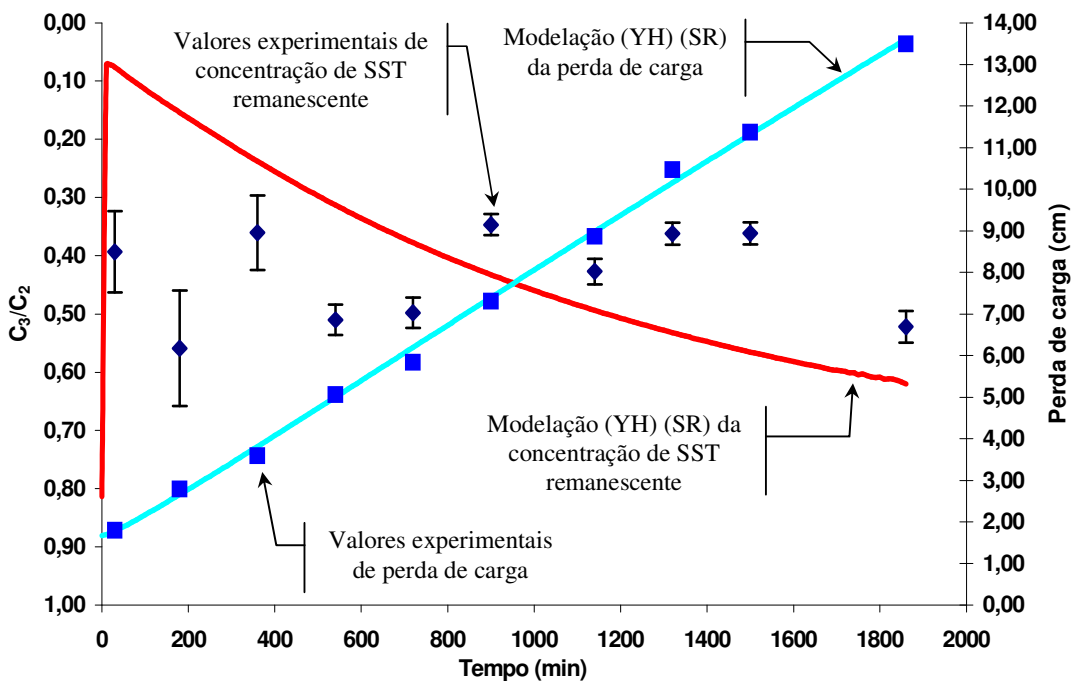


Figura 77: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C3 do Ensaio 4 – Tabela 23.

Pode-se observar que apenas na ausência das restrições aos valores dos parâmetros do modelo monodisperso é que foi possível obter este grau de aderência da modelação aos dados experimentais. A exceção é o modelo RT que, assim como nos casos das camadas C1 e C2 dos ensaios anteriores, obteve valores abaixo da unidade, mesmo sem a imposição das restrições como condição de contorno.

Para a camada de filtração C4 do ensaio 6, conforme Tabela 24 e Figuras 78 e 79, observa-se que igualmente tanto para a perda de carga quanto para a eficiência de remoção, obteve-se um bom ajuste das curvas dos modelos aos dados experimentais.

Os valores dos coeficientes de correlação múltipla em torno de 95% corroboram este fato, conforme se pode verificar na Tabela 24.

É interessante notar que a concentração inicial é alta, com o uso da água de estudo tipo II (Turbidez de cerca de 300 uT) e os melhores resultados para a descrição da remoção de turbidez nesta camada foram obtidos pelos valores de remoção inicial calculados pelos modelos, conforme se observa na Tabela 24 e na Figura 79.

O valor experimental de eficiência inicial de remoção conduziu ao melhor ajuste para a perda de carga modelada com cerca de 97% de R^2 sem, contudo, conduzir ao melhor ajuste para o caso da modelação da remoção de turbidez, conforme se pode observar claramente ao se comparar os perfis de concentração remanescente das Figuras 78 e 79.

A modelação com o valor experimental de eficiência inicial de remoção da camada de filtração C1 do ensaio 8 obteve boa aderência aos dados experimentais para valores sem restrição dos parâmetros do modelo, conforme expressam os valores de R^2 para a perda de carga e concentração da Tabela 25.

É interessante observar a grande similaridade entre os perfis de perda de carga e de concentração remanescente ao longo do tempo de filtração obtidos pelos valores de remoção inicial experimental e calculado pelo modelo YH, apresentados na Figuras 80 e 81, respectivamente.

Deve-se ressaltar o fato de que, para a modelação da perda de carga pelos valores de eficiência inicial de remoção calculados pelos modelos YH, LG e TE, na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971), não foi possível obter valores positivos para seus respectivos coeficientes de correlação múltipla (R^2).

Tabela 24: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 6 – Camada C4.

Dados Experimentais e das Simulações					
Sistema de Filtração: I					
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 6; Camada do leito filtrante: C4					
Valores experimentais de Turbidez e Perda de carga: Tabela B4.2 do APÊNDICE B					
Meio Poroso					
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,42 m					
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 2,00 mm; (mín.) = 1,68 mm; Fator de Forma = 7,6					
Porosidade (f) = 0,39 (adimensional)					
Efluente e Condições Operacionais					
Diâmetro médio da partícula (d_p) = 2,1 μ m; Fator de Forma = 10,3					
Concentração de SST na água de estudo (C_0) = 172,67 mg.L ⁻¹ (Água Tipo II)					
Taxa de Filtração (U) = 180 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹					
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1230 min					
Parâmetros do Modelo					
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental					
Remoção Inicial - $\eta_0\alpha_0$ (adimensional) = 7,955.10 ⁻³					
Período de Maturação - $\beta\eta_p\alpha_p$ (adimensional) = 1,000.10 ⁻⁷					
Desprendimento - β_2 (s ⁻¹) = 2,031.10 ⁻²					
Perda de carga - β' (adimensional) = 0,7112					
R ² (perda de carga) = 0,9786					
R ² (concentração remanescente) = 0,8586					
R ² (média) = 0,9186					
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos					
		Este autor			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	1,453.10 ⁻³	1,438.10 ⁻³	2,405.10 ⁻²	1,020.10 ⁻³
	$\beta\eta_p\alpha_p$	0,6509	0,4356	1,205	0,6277
	β_2	2,783	1,839	1,563	1,878
	β'	0,6637	0,6669	2,393	0,6671
	R ² (perda de carga)	0,9507	0,9473	0,9520	0,9469
	R ² (Concentração)	0,9536	0,9588	0,6722	0,9581
	R ² (média)	0,9521	0,9530	0,8121	0,9525
		Adaptado de Gebhart			
		YH	LG	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	-9,984.10 ⁻⁵	-1,145.10 ⁻⁴	-5,479.10 ⁻³	-1,319.10 ⁻⁴
	$\beta\eta_p\alpha_p$	-	-	-	-
	β_2	-	-	-	-
	β'	-	-	-	-
	R ² (perda de carga)	-	-	-	-
	R ² (Concentração)	-	-	-	-
	R ² (média)	-	-	-	-
		Adaptado de Paretzky			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	1,996.10 ⁻³	1,982.10 ⁻³	1,669.10 ⁻²	1,736.10 ⁻³
	$\beta\eta_p\alpha_p$	0,3035	1,211	1,000.10 ⁻⁷	0,2152
	β_2	1,776	5,591	4,893.10 ⁻²	1,482
	β'	0,6672	0,6692	0,6099	0,8317
	R ² (perda de carga)	0,9466	0,7792	0,9640	0,9471
	R ² (Concentração)	0,9596	0,9392	0,7539	0,9593
	R ² (média)	0,9531	0,8592	0,8590	0,9532

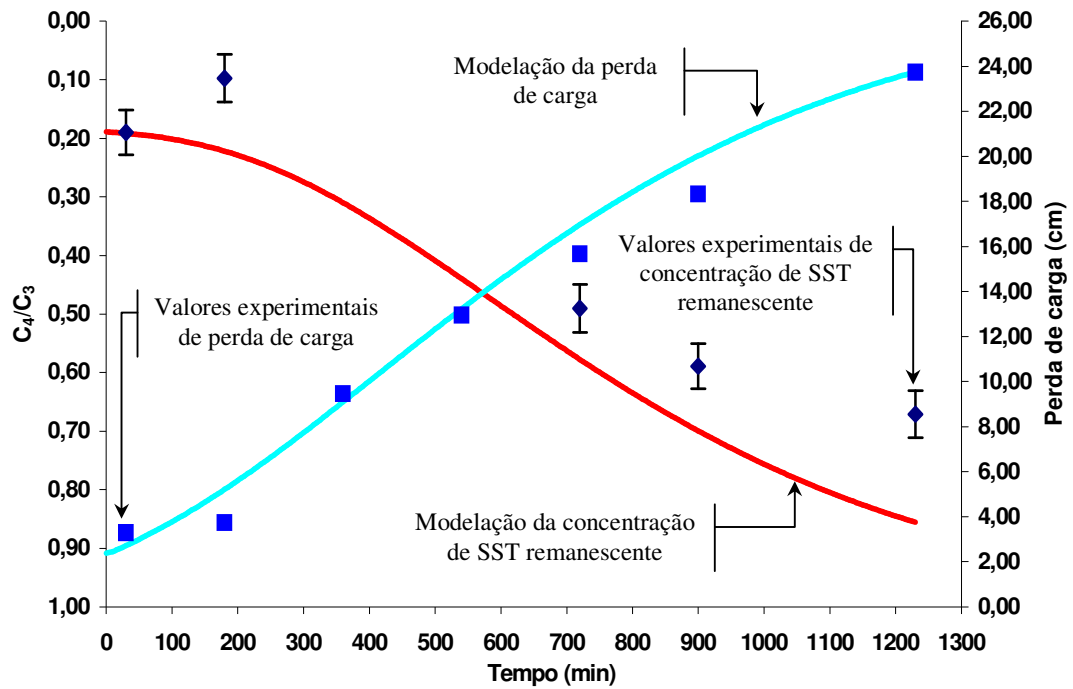


Figura 78: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C4 do Ensaio 6 – Tabela 24.

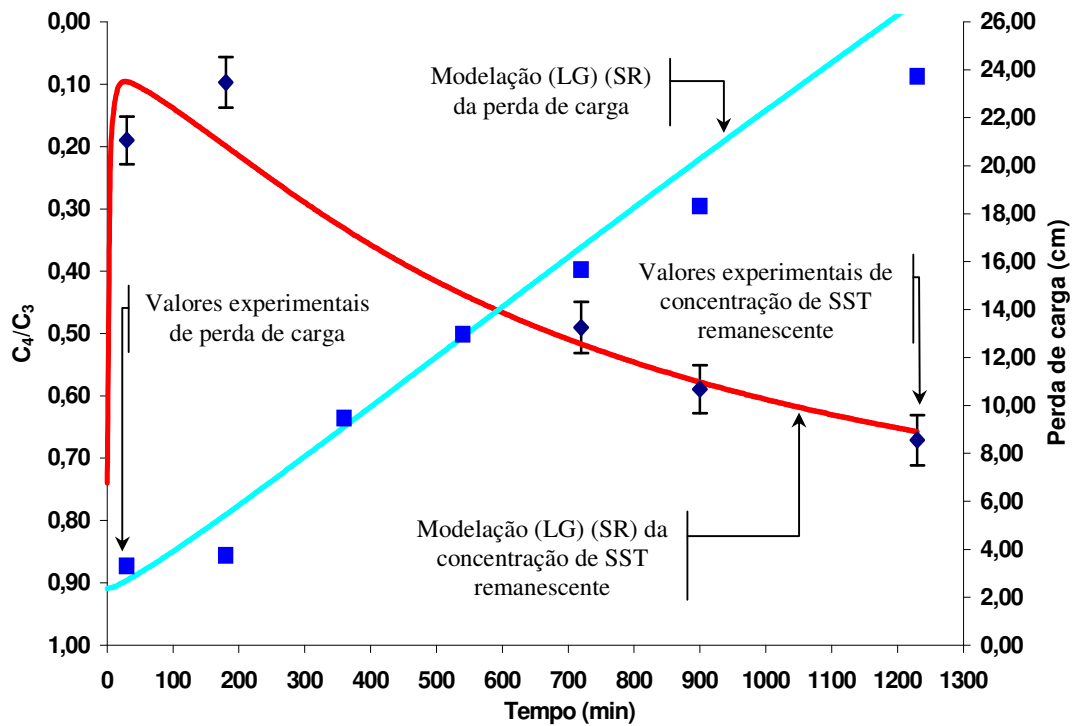


Figura 79: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C4 do Ensaio 6 – Tabela 24.

Tabela 25: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 8 – Camada C1.

Dados Experimentais e das Simulações					
Sistema de Filtração: I					
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 8; Camada do leito filtrante: C1					
Valores experimentais de Turbidez e Perda de carga: Tabela B5.2 do APÊNDICE B					
Meio Poroso					
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,51 m					
Diâmetro médio do Coletor (d_c) = 12,29 mm; Fator de Forma = 7,5					
Porosidade (f) = 0,40 (adimensional)					
Efluente e Condições Operacionais					
Diâmetro médio da partícula (d_p) = 2,1 μ m; Fator de Forma = 10,3					
Concentração de SST na água de estudo (C_0) = 178,89 mg.L ⁻¹ (Água Tipo II)					
Taxa de Filtração (U) = 120 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹					
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1440 min					
Parâmetros do Modelo					
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental					
Remoção Inicial - $\eta_0\alpha_0$ (adimensional) = 2,329.10 ⁻²					
Período de Maturação - $\beta\eta_p\alpha_p$ (adimensional) = 7,407.10 ⁻³ (SR)					
Desprendimento - β_2 (s ⁻¹) = 1,818 (SR)					
Perda de carga - β' (adimensional) = 0,7402 (SR)					
R ² (perda de carga) = 0,9315 (SR)					
R ² (Concentração) = 0,9198 (SR)					
R ² (média) = 0,9257 (SR)					
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos					
		Este autor			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	1,774.10 ⁻³	1,766.10 ⁻³	3,983.10 ⁻²	1,776.10 ⁻³
	$\beta\eta_p\alpha_p$	0,1788	0,1825	2,248.10 ⁻³	0,1813
	β_2	3,234	3,250	1,178	3,250
	β'	0,7554	0,7596	0,6797	0,7590
	R ² (perda de carga)	0,9227	0,9204	0,8521	0,9208
	R ² (Concentração)	0,9170	0,9169	0,9371	0,9169
	R ² (média)	0,9198	0,9187	0,8946	0,9188
		Adaptado de Gebhart			
		YH	LG	RT (SR)	TE
	$\eta_0\alpha_0$	-4,847.10 ⁻⁴	-4,918.10 ⁻⁴	-1,376.10 ⁻²	-7,248.10 ⁻⁴
	$\beta\eta_p\alpha_p$	-	-	-	-
	β_2	-	-	-	-
	β'	-	-	-	-
	R ² (perda de carga)	-	-	-	-
	R ² (Concentração)	-	-	-	-
	R ² (média)	-	-	-	-
		Adaptado de Paretzky			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	2,168.10 ⁻³	2,161.10 ⁻³	3,659.10 ⁻²	3,091.10 ⁻³
	$\beta\eta_p\alpha_p$	8,249.10 ⁻⁴	8,285.10 ⁻⁴	2,503.10 ⁻³	4,582.10 ⁻⁴
	β_2	1,000.10 ⁻⁷	1,000.10 ⁻⁷	1,188	1,000.10 ⁻⁷
	β'	1,017	1,017	0,6836	0,9932
	R ² (perda de carga)	-	-	0,8550	-
	R ² (Concentração)	0,5130	0,5126	0,9342	0,5581
	R ² (média)	-	-	0,8946	-

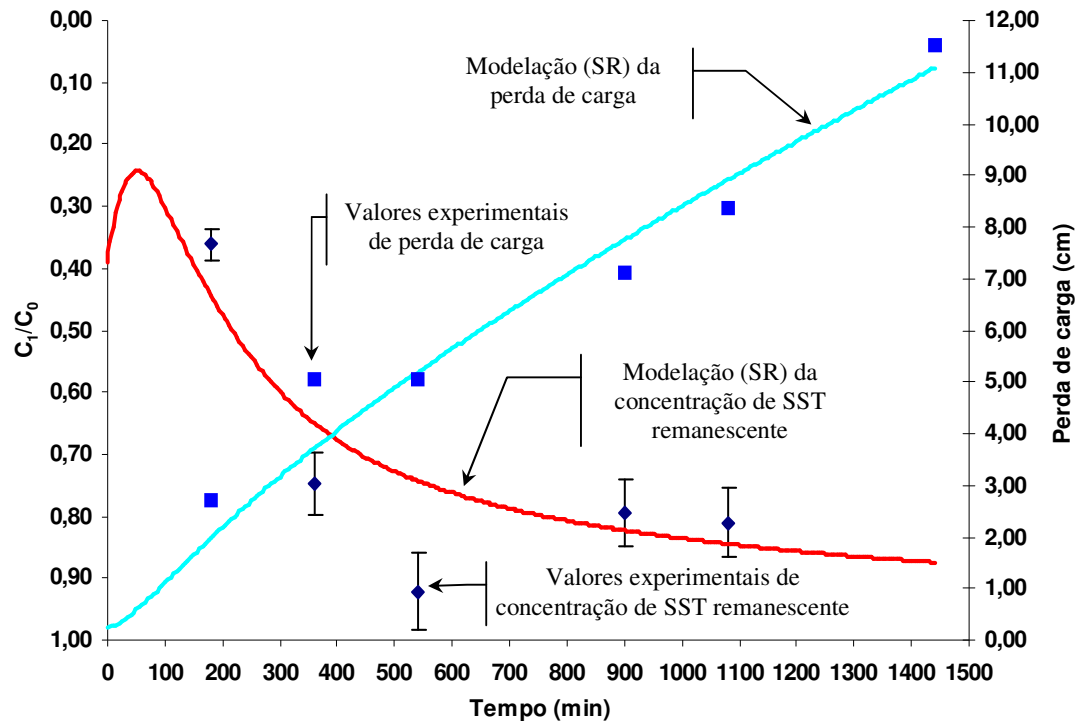


Figura 80: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C1 do Ensaio 8 – Tabela 25.

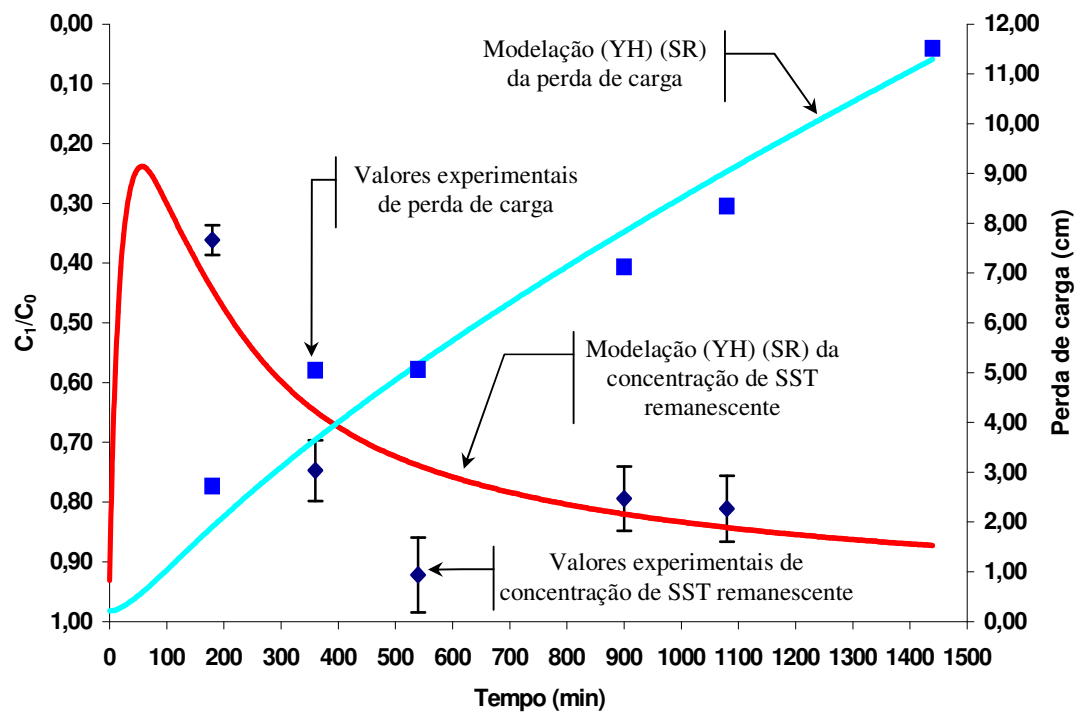


Figura 81: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C1 do Ensaio 8 – Tabela 25.

O modelo RT na concepção deste autor obteve o menor valor de R^2 para a modelação da perda de carga e para o valor médio, embora tenha obtido o maior valor para o R^2 na modelação da concentração de SST remanescente. Foi, também, o único modelo a obter valor de R^2 positivo para a modelação da perda de carga na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971), conforme Tabela 25.

A Tabela 26 apresenta o quadro resumo das simulações realizadas para o meio filtrante total do Ensaio 2. Observe que para o fator de forma e para a porosidade do meio filtrante foram considerados os valores médios calculados como média ponderada dos respectivos valores obtidos para as seis camadas componentes do FAAG.

As Figuras 82 e 83 apresentam os valores experimentais de perda de carga e de concentração de SST remanescente, bem como seus respectivos perfis de modelação para valores de eficiência inicial de remoção experimental e oriundo do modelo RT na concepção deste autor, respectivamente. Os valores de concentração de SST remanescente apresentados nas Figuras 82 e 83 referem-se à razão entre a concentração de saída e de entrada (C_6/C_0) do FAAG.

Para o valor experimental de eficiência inicial de remoção a modelação obteve valor de R^2 próximo da unidade. O mesmo fato ocorreu para a modelação com valores de eficiência inicial de remoção obtidos de todos os modelos nas concepções deste autor e de PARETSKY et al. (1971), conforme Tabela 26 e Figuras 82 e 83.

É interessante observar, entretanto, que o mesmo não ocorreu com a modelação da concentração de SST remanescente que obteve um valor de R^2 de cerca de 88% para valor experimental de eficiência inicial de remoção e em torno de 41% para os valores calculados pelos modelos YH, LG e TE.

As simulações para a modelação da concentração de SST remanescente com valores de eficiência inicial de remoção calculados pelo modelo RT nas concepções deste autor e de PARETSKY et al. (1971) obtiveram valores de R^2 em torno de 96%.

Os resultados para a modelação do meio filtrante total de outros ensaios são apresentados no APÊNDICE E – E1. Nem todos os ensaios, entretanto, puderam ser modelados em virtude de apresentarem uma baixa retenção de impurezas na última camada ao longo de praticamente todo o ciclo de filtração.

Os modelos adaptados pela concepção de GEBHART et al. (1973) não puderam ser modelados por apresentarem valores negativos para todos os exemplos mencionados na seção 6.2 e suas subseções, bem como no APÊNDICE E.

Tabela 26: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 2 – Meio filtrante total.

Dados Experimentais e das Simulações					
Sistema de Filtração: I					
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 2; Meio filtrante total					
Valores experimentais de Turbidez e Perda de carga: Tabela B2.2 do APÊNDICE B					
Meio Poroso					
Profundidade ou espessura do meio filtrante total (L) = 1,95 m					
Diâmetro do Coletor (d_c) (max) = 12,29 mm; (min) = 1,19 mm					
Fator de Forma Médio = 7,7; Porosidade Média (f) = 0,39 (adimensional)					
Efluente e Condições Operacionais					
Diâmetro médio da partícula (d_p) = 2,1 μ m; Fator de Forma = 10,3					
Concentração de SST na água de estudo (C_0) = 64,53 mg.L ⁻¹ (Água Tipo I)					
Taxa de Filtração (U) = 240 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹					
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1080 min					
Parâmetros do Modelo					
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental					
Remoção Inicial - $\eta_0\alpha_0$ (adimensional) = 1,647.10 ⁻²					
Período de Maturação - $\beta\eta_p\alpha_p$ (adimensional) = 1,000.10 ⁻⁷					
Desprendimento - β_2 (s ⁻¹) = 0,2034					
Perda de carga - β' (adimensional) = 0,4813					
R ² (perda de carga) = 0,9973					
R ² (Concentração) = 0,8783					
R ² (média) = 0,9378					
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos					
		Este autor			
		YH (SR)	LG (SR)	RT	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	9,684.10 ⁻⁴	9,622.10 ⁻⁴	2,713.10 ⁻²	8,020.10 ⁻⁴
	$\beta\eta_p\alpha_p$	2,196	1,072	1,000.10 ⁻⁷	1,995
	β_2	18,76	14,07	0,3836	12,82
	β'	0,5327	0,5053	0,4672	0,5151
	R ² (perda de carga)	0,9907	0,9982	0,9980	0,9960
	R ² (Concentração)	0,4188	0,4131	0,9614	0,4140
	R ² (média)	0,7048	0,7056	0,9797	0,7050
		Adaptado de Gebhart			
		YH	LG	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	-2,221.10 ⁻⁴	-2,286.10 ⁻⁴	-8,400.10 ⁻³	-2,880.10 ⁻⁴
	$\beta\eta_p\alpha_p$	-	-	-	-
	β_2	-	-	-	-
	β'	-	-	-	-
	R ² (perda de carga)	-	-	-	-
	R ² (Concentração)	-	-	-	-
	R ² (média)	-	-	-	-
		Adaptado de Paretzky			
		YH (SR)	LG (SR)	RT	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	1,556.10 ⁻³	1,550.10 ⁻³	2,577.10 ⁻²	1,841.10 ⁻³
	$\beta\eta_p\alpha_p$	1,625	0,6718	1,000.10 ⁻⁷	2,303
	β_2	19,76	8,579	0,3664	30,63
	β'	0,4878	0,5114	0,4695	0,5182
	R ² (perda de carga)	0,9969	0,9977	0,9978	0,9905
	R ² (Concentração)	0,4068	0,4078	0,9570	0,4121
	R ² (média)	0,7018	0,7027	0,9774	0,7013

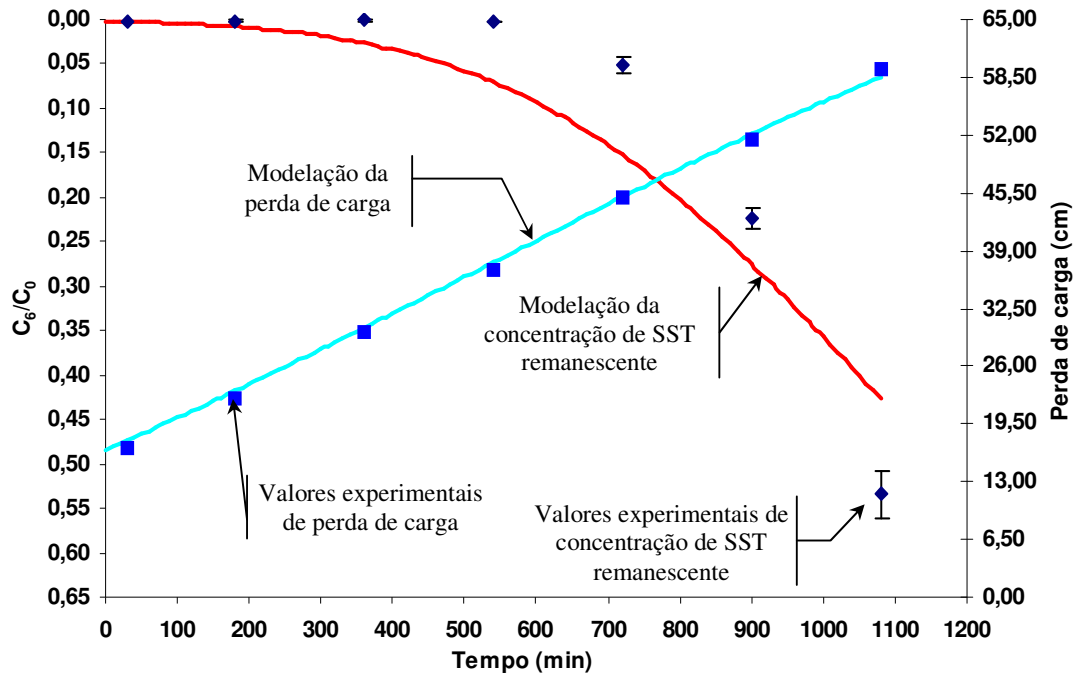


Figura 82: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Meio filtrante total do Ensaio 2 – Tabela 26.

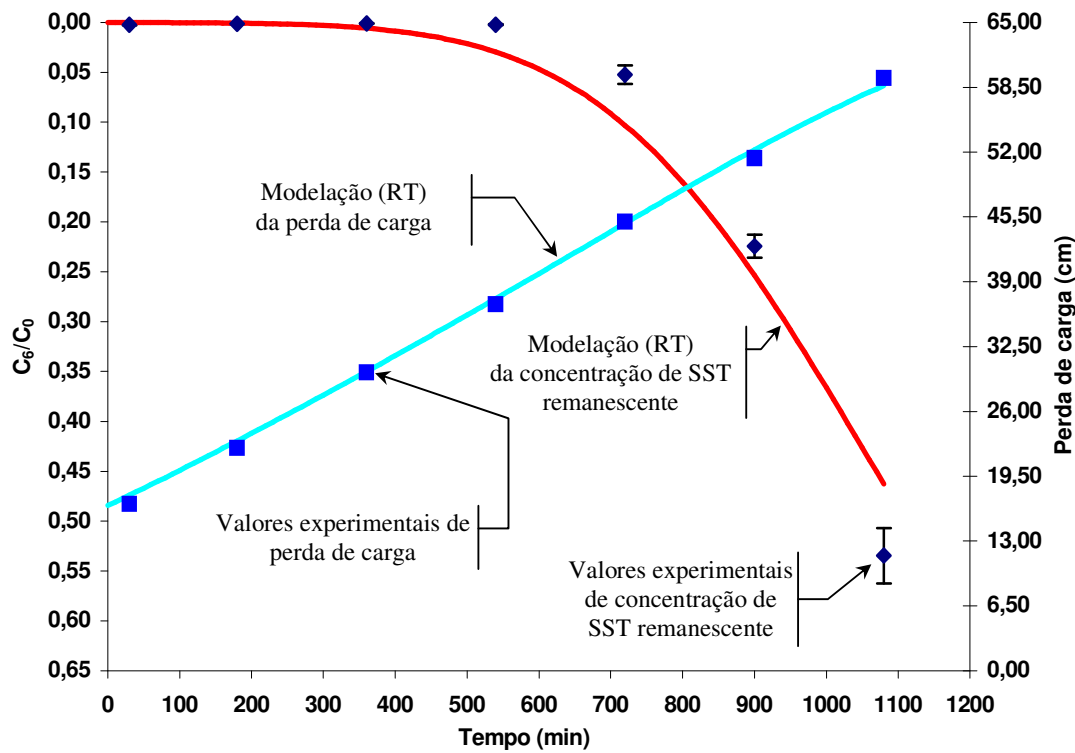


Figura 83: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Meio filtrante total do Ensaio 2 – Tabela 26.

6.2.2. Filtro Ascendente Pedregulho (FAP)

Todos os índices das camadas do FAP estão referenciados à Figura 33b. Os parâmetros das simulações apresentados neste capítulo são aqueles elencados na Tabela 20. Não havendo indicação contrária, os dados são provenientes da câmara de filtração 1.

A camada C2 do ensaio 14 apresentou um valor de R^2 , para eficiência inicial de remoção experimental, maior que 97% para a modelação da perda de carga, ao passo que para a remoção de turbidez o valor foi bastante inexpressivo, sendo inferior a 20%, conforme Tabela 27. Digno de nota é que tal fato tenha ocorrido mesmo para valores sem restrição aos valores dos parâmetros do modelo.

Entretanto, é interessante notar que, visualmente, os perfis de concentração remanescente não parecem tão dissonantes dos seus respectivos valores experimentais, como se observa nos gráficos das Figuras 84 e 85.

Nenhum modelo de cálculo da eficiência inicial de remoção em nenhuma das concepções conseguiu atingir o grau de correlação (R^2) da modelação para a perda de carga obtida pelo valor de eficiência inicial de remoção experimental para a camada C2 do ensaio 14, conforme Tabela 27.

O contrário, entretanto, se observa no caso da modelação da remoção de turbidez (concentração de SST), com os modelos, tendo atingido mais do que o dobro do valor de R^2 obtido na modelação com o valor de eficiência inicial de remoção experimental.

Excetua-se o modelo RT nas duas concepções apresentadas na Tabela 27, que além de apresentarem os mais baixos valores de R^2 , também não apresentaram valores positivos para a modelação da perda de carga.

A camada C3 do ensaio 10 constitui um exemplo da importância da ausência de restrições aos parâmetros do modelo na modelação.

Na Tabela 28, pode-se verificar que a diferença entre os valores de R^2 para a modelação com e sem restrições aos parâmetros do modelo é expressiva, tendo-se obtido 13% e 92%, respectivamente, para a modelação da perda de carga para valor experimental de eficiência inicial de remoção.

A diferença entre os valores de R^2 para a modelação com e sem restrições aos parâmetros do modelo para a remoção de turbidez (SST) é bem menor que a encontrada para a modelação da perda de carga, sendo praticamente inexpressiva, conforme se pode observar na Tabela 28.

Tabela 27: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 14 – Camada C2.

Dados Experimentais e das Simulações					
Sistema de Filtração: II					
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 14; Camada do leito filtrante: C2					
Valores experimentais de Turbidez e Perda de carga: Tabela B8.2 do APÊNDICE B					
Meio Poroso					
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,30 m					
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 15,9 mm; (mín.) = 9,6 mm; Fator de Forma = 7,6					
Porosidade (f) = 0,40 (adimensional)					
Efluente e Condições Operacionais					
Diâmetro médio da partícula (d_p) = 2,1 μm ; Fator de Forma = 10,3					
Concentração de SST na água de estudo (C_0) = 183,73 mg.L^{-1} (Água Tipo II)					
Taxa de Filtração (U) = 180 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$					
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1080 min					
Parâmetros do Modelo					
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental					
Remoção Inicial - $\eta_0\alpha_0$ (adimensional) = $1,653 \cdot 10^{-2}$					
Período de Maturação - $\beta\eta_p\alpha_p$ (adimensional) = $9,337 \cdot 10^{-3}$ (SR)					
Desprendimento - β_2 (s^{-1}) = 2,126 (SR)					
Perda de carga - β' (adimensional) = $3,321 \cdot 10^{-2}$ (SR)					
R^2 (perda de carga) = 0,9742 (SR)					
R^2 (Concentração) = 0,1694 (SR)					
R^2 (média) = 0,5718 (SR)					
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos					
		Este autor			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	$1,183 \cdot 10^{-3}$	$1,181 \cdot 10^{-3}$	$4,501 \cdot 10^{-2}$	$1,475 \cdot 10^{-3}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	0,2126	0,2129	$1,603 \cdot 10^{-3}$	0,1700
	β_2	3,447	3,429	0,3331	3,429
	β'	$1,412 \cdot 10^{-2}$	$1,423 \cdot 10^{-2}$	$5,247 \cdot 10^{-2}$	$1,417 \cdot 10^{-2}$
	R^2 (perda de carga)	0,9176	0,9161	–	0,9170
	R^2 (Concentração)	0,3783	0,3765	0,1791	0,3778
	R^2 (média)	0,6480	0,6463	–	0,6474
		Adaptado de Gebhart			
		YH	LG	RT (SR)	TE
	$\eta_0\alpha_0$	$-3,698 \cdot 10^{-4}$	$-3,718 \cdot 10^{-4}$	$-2,139 \cdot 10^{-2}$	$-7,277 \cdot 10^{-4}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
	β_2	–	–	–	–
	β'	–	–	–	–
	R^2 (perda de carga)	–	–	–	–
	R^2 (Concentração)	–	–	–	–
	R^2 (média)	–	–	–	–
		Adaptado de Paretzky			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	$1,726 \cdot 10^{-3}$	$1,725 \cdot 10^{-3}$	$6,128 \cdot 10^{-2}$	$3,543 \cdot 10^{-3}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	0,1444	0,1446	$6,731 \cdot 10^{-4}$	$6,801 \cdot 10^{-2}$
	β_2	3,398	3,378	0,2059	3,188
	β'	$1,423 \cdot 10^{-2}$	$1,434 \cdot 10^{-2}$	$5,472 \cdot 10^{-2}$	$1,477 \cdot 10^{-2}$
	R^2 (perda de carga)	0,9161	0,9142	–	0,9063
	R^2 (Concentração)	0,3777	0,3753	0,0861	0,3734
	R^2 (média)	0,6469	0,6448	–	0,6398

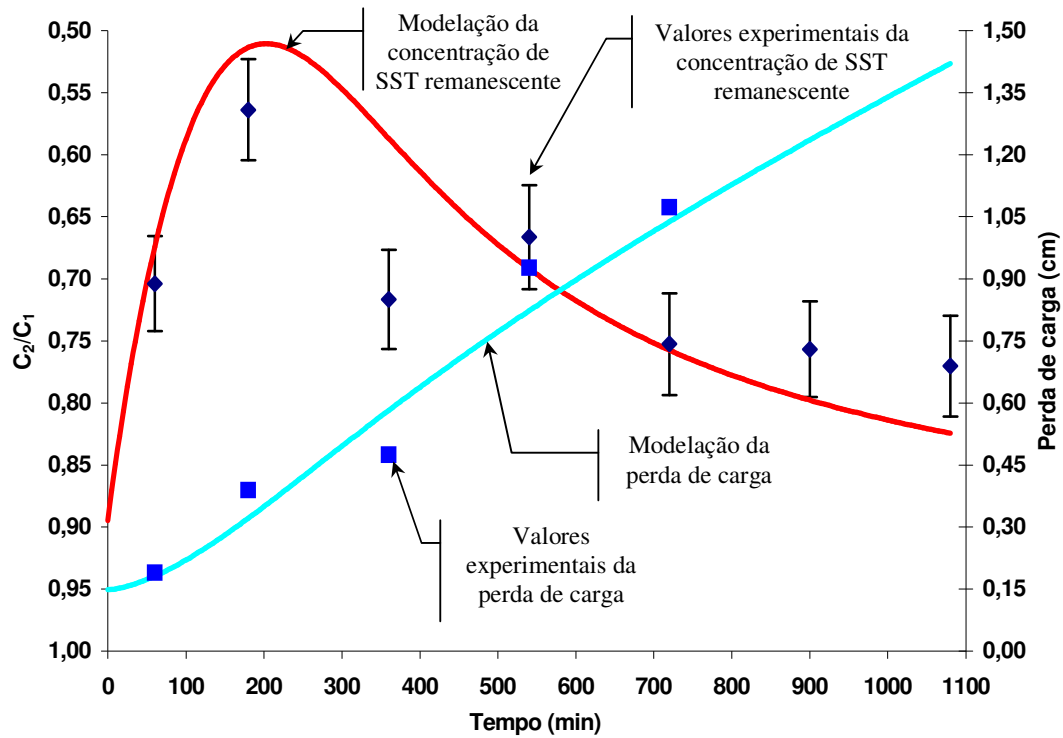


Figura 84: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C2 do Ensaio 14 – Tabela 27.

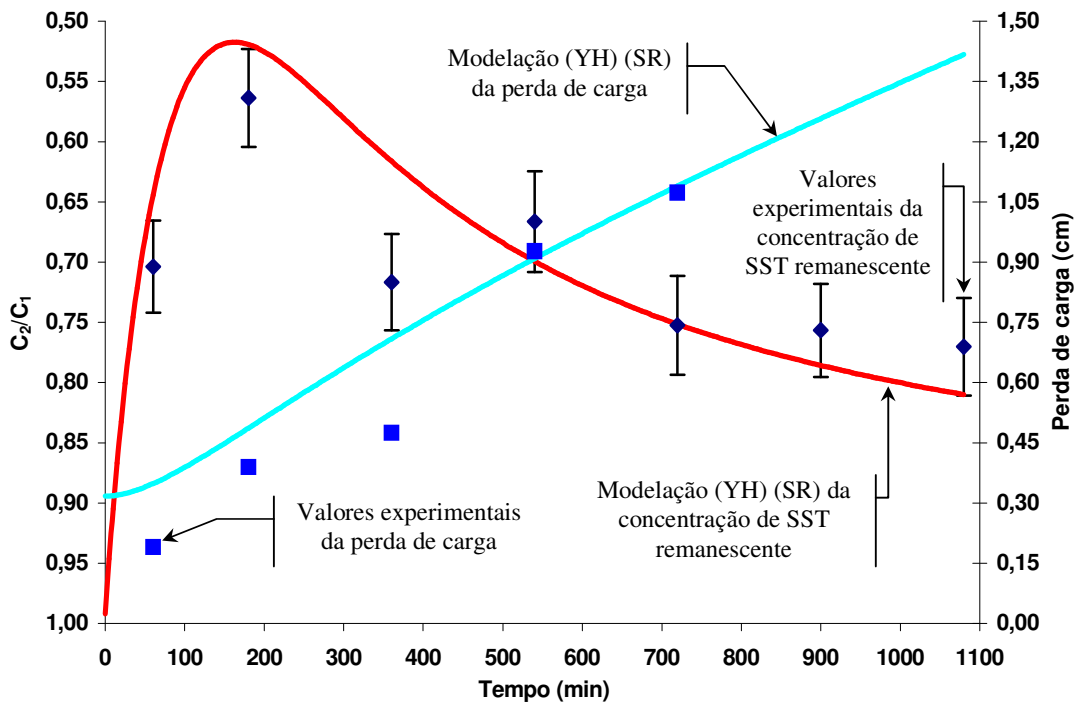


Figura 85: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso do modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C2 do Ensaio 14 – Tabela 27.

Tabela 28: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 10 – Camada C3.

Dados Experimentais e das Simulações					
Sistema de Filtração: II					
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 10; Camada do leito filtrante: C3					
Valores experimentais de Turbidez e Perda de carga: Tabela B6.2 do APÊNDICE B					
Meio Poroso					
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,40 m					
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 9,6 mm; (mín.) = 4,8 mm; Fator de Forma = 7,6					
Porosidade (f) = 0,40 (adimensional)					
Efluente e Condições Operacionais					
Diâmetro médio da partícula (d_p) = 2,1 μm ; Fator de Forma = 10,3					
Concentração de SST na água de estudo (C_0) = 62,08 mg.L^{-1} (Água Tipo I)					
Taxa de Filtração (U) = 120 $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$					
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1800 min					
Parâmetros do Modelo					
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental					
Remoção Inicial - $\eta_0\alpha_0$ (adimensional) = $4,9173.10^{-3}$					
Período de Maturação - $\beta\eta_p\alpha_p$ (adimensional) = $8,451.10^{-3}$ ou 0,1482 (SR)					
Desprendimento - β_2 (s^{-1}) = 1,000 ou 25,23 (SR)					
Perda de carga - β' (adimensional) = 0,3855 ou 0,2597 (SR)					
R^2 (perda de carga) = 0,1310 ou 0,9165 (SR)					
R^2 (Concentração) = 0,8363 ou 0,8606 (SR)					
R^2 (média) = 0,4837 ou 0,8885 (SR)					
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos					
		Este autor			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	$1,810.10^{-3}$	$1,800.10^{-3}$	$3,578.10^{-2}$	$1,649.10^{-3}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	2,853	5,387	$3,885.10^{-3}$	4,574
	β_2	30,81	44,95	1,550	39,32
	β'	0,2317	0,2574	0,9909	0,2150
	R^2 (perda de carga)	0,8707	0,9122	0,7679	0,8587
	R^2 (Concentração)	0,8530	0,7513	0,2159	0,7858
	R^2 (média)	0,8618	0,8317	0,4919	0,8222
		Adaptado de Gebhart			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	$-4,486.10^{-4}$	$-4,586.10^{-4}$	$-6,129.10^{-4}$	$-1,106.10^{-2}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
	β_2	–	–	–	–
	β'	–	–	–	–
	R^2 (perda de carga)	–	–	–	–
	R^2 (Concentração)	–	–	–	–
	R^2 (média)	–	–	–	–
		Adaptado de Paretzky			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	$2,204.10^{-3}$	$2,194.10^{-3}$	$2,959.10^{-2}$	$2,743.10^{-3}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	2,904	2,088	$5,067.10^{-3}$	3,211
	β_2	32,39	43,76	1,456	51,12
	β'	0,2615	0,1244	1,054	0,1535
	R^2 (perda de carga)	0,9165	0,0607	0,6210	0,5274
	R^2 (Concentração)	0,8287	0,8558	0,2308	0,7151
	R^2 (média)	0,8726	0,4582	0,4259	0,6213

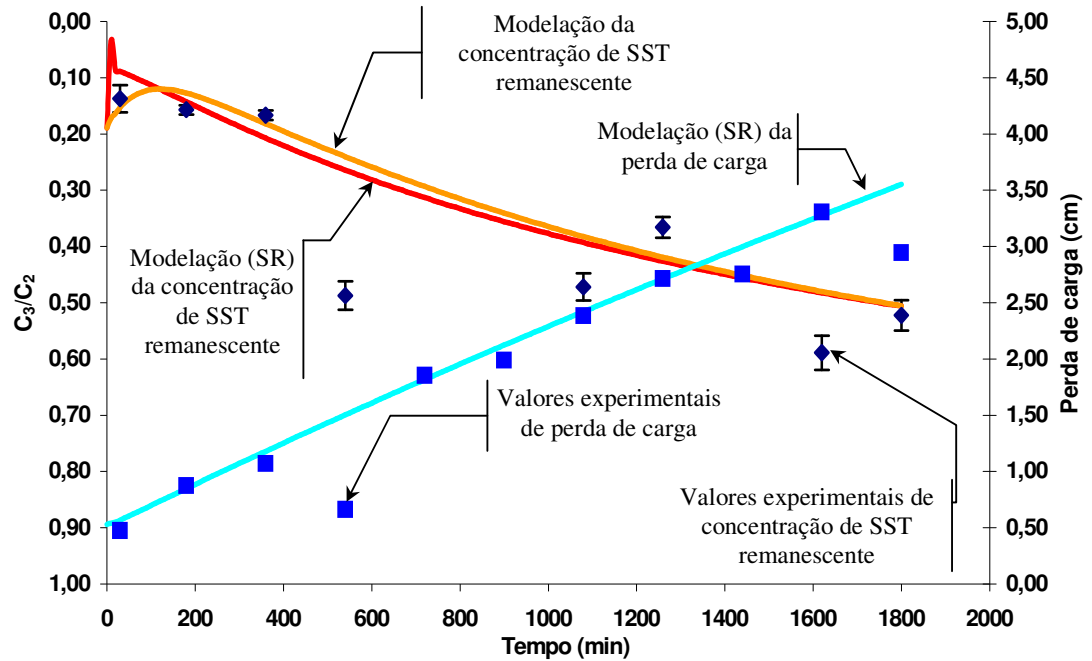


Figura 86: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C3 do Ensaio 10 – Tabela 28.

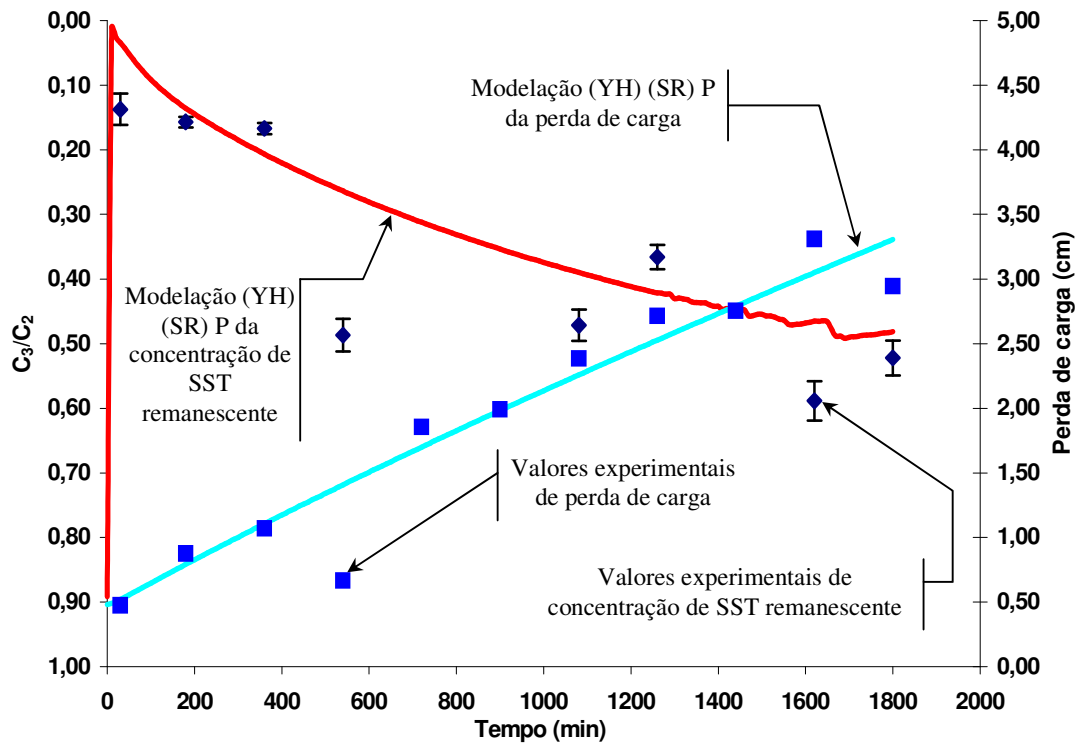


Figura 87: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso do modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C3 do Ensaio 10 – Tabela 28.

Na modelação da remoção de turbidez utilizando-se os modelos de cálculo para a eficiência inicial de remoção nas concepções adaptadas de PARETSKY et al. (1971) e a desenvolvida neste trabalho há grande variação nos valores de R^2 para os quatro modelos elencados na Tabela 28.

O modelo RT na concepção deste autor, e os modelos LG, RT e TE na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971), apresentaram baixos valores de R^2 na modelação tanto da perda de carga quanto da remoção de turbidez. Deve-se atentar ao fato de que o modelo LG na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) apresentou o menor valor de R^2 na modelação da perda de carga.

A modelação da remoção de turbidez utilizando o modelo YH na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) para o cálculo da eficiência inicial de remoção alcançou o maior valor de correlação múltipla média (87%). Um aspecto interessante nesta simulação foi a instabilidade nos valores ao final do ciclo de filtração, conforme oscilação observada no gráfico do perfil de concentração remanescente da Figura 87.

Este fato ocorreu em mais algumas simulações, conforme pode ser observado no APÊNDICE E, não tendo sido possível verificar uma causa aparente. Pode se tratar apenas de uma instabilidade numérica na convergência da solução.

A Tabela 29 apresenta os resultados para a modelação da camada C4 do ensaio 14. Conforme se pode observar, a modelação da perda de carga para o valor da eficiência inicial de remoção experimental alcançou valor de R^2 próximo da unidade (100%).

A modelação da remoção de turbidez para o valor da eficiência inicial de remoção experimental obteve um valor de R^2 de cerca de 92%. Esta mesma ordem de grandeza do valor de R^2 foi obtido para a remoção de turbidez em todos os modelos de cálculo da eficiência inicial de remoção, conforme se pode observar na Tabela 29.

Os gráficos das Figuras 88 e 89 apresentam uma boa aderência da modelação aos valores experimentais, tanto do perfil de concentração remanescente quanto o de perda de carga ao longo do tempo de filtração da camada C4 do ensaio 14.

No caso da Figura 89, o valor da eficiência inicial de remoção foi calculado pelo modelo RT, na concepção deste trabalho. Este modelo obteve um valor de R^2 médio, entre a modelação da perda de carga e da remoção de turbidez, da ordem de 95%

Os valores calculados pelo modelo RT, nas duas concepções apresentadas na Tabela 29, conduziram a valores dos parâmetros do modelo monodisperso de remoção de turbidez (concentração de SST) inferiores à unidade.

Tabela 29: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 14 – Camada C4.

Dados Experimentais e das Simulações					
Sistema de Filtração: II					
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 14; Camada do leito filtrante: C4					
Valores experimentais de Turbidez e Perda de carga: Tabela B8.2 do APÊNDICE B					
Meio Poroso					
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,50 m					
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 4,8 mm; (mín.) = 2,4 mm; Fator de Forma = 7,7					
Porosidade (f) = 0,40 (adimensional)					
Efluente e Condições Operacionais					
Diâmetro médio da partícula (d_p) = 2,1 μm ; Fator de Forma = 10,3					
Concentração de SST na água de estudo (C_0) = 183,73 mg.L^{-1} (Água Tipo II)					
Taxa de Filtração (U) = 180 $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$					
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1080 min					
Parâmetros do Modelo					
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental					
Remoção Inicial - $\eta_0\alpha_0$ (adimensional) = $2,309.10^{-2}$					
Período de Maturação - $\beta\eta_p\alpha_p$ (adimensional) = $6,953.10^{-4}$					
Desprendimento - β_2 (s^{-1}) = $8,783.10^{-2}$					
Perda de carga - β' (adimensional) = 0,2985					
R^2 (perda de carga) = 0,9970					
R^2 (Concentração) = 0,9217					
R^2 (média) = 0,9594					
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos					
		Este autor			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	$1,314.10^{-3}$	$1,303.10^{-3}$	$2,576.10^{-2}$	$1,014.10^{-3}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	16,21	16,04	$1,000.10^{-7}$	13,75
	β_2	18,84	18,53	$8,787.10^{-2}$	12,97
	β'	0,2867	0,3307	0,2898	0,3140
	R^2 (perda de carga)	0,9095	0,5647	0,9889	0,8299
	R^2 (Concentração)	0,9260	0,9081	0,9170	0,9172
	R^2 (média)	0,9178	0,7364	0,9529	0,8735
		Adaptado de Gebhart			
		YH	LG	RT (SR)	TE
	$\eta_0\alpha_0$	$-2,387.10^{-4}$	$-2,498.10^{-4}$	$-6,910.10^{-3}$	$-2,917.10^{-4}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	-	-	-	-
	β_2	-	-	-	-
	β'	-	-	-	-
	R^2 (perda de carga)	-	-	-	-
	R^2 (Concentração)	-	-	-	-
	R^2 (média)	-	-	-	-
		Adaptado de Paretzky			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	$1,858.10^{-3}$	$1,847.10^{-3}$	$2,033.10^{-2}$	$1,902.10^{-3}$
	$\beta\eta_p\alpha_p$	11,29	8,247	$6,176.10^{-3}$	11,52
	β_2	20,85	14,26	0,1800	16,55
	β'	0,2823	0,3040	0,3081	0,2968
	R^2 (perda de carga)	0,9538	0,8762	0,9524	0,8337
	R^2 (Concentração)	0,9142	0,9228	0,9244	0,9150
	R^2 (média)	0,9340	0,8995	0,9384	0,8744

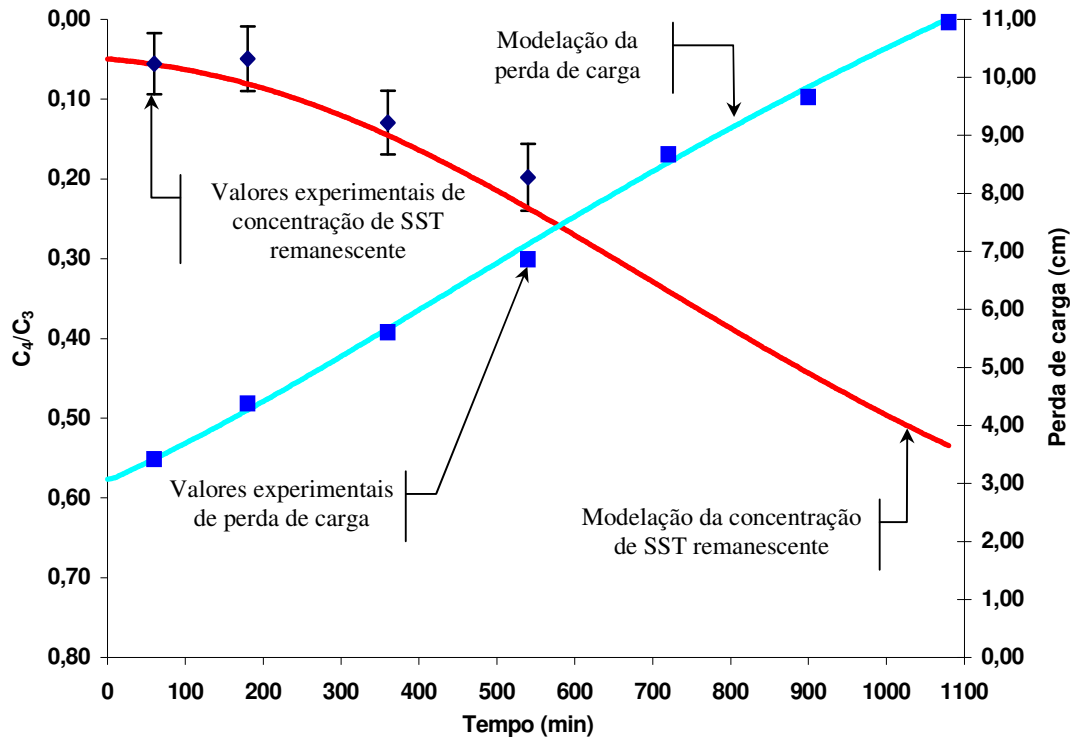


Figura 88: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Camada C4 do Ensaio 14 – Tabela 29.

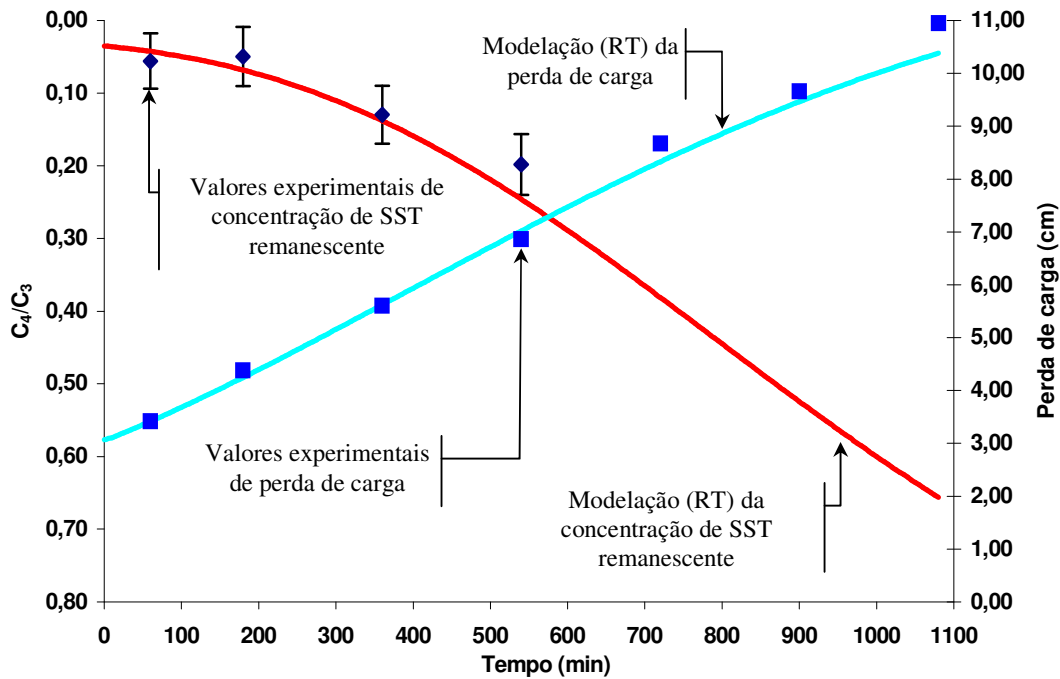


Figura 89: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso do modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C4 do Ensaio 14 – Tabela 29.

A Tabela 30 apresenta o quadro resumo das simulações realizadas para o meio filtrante total do Ensaio 10. Observe que para o fator de forma e para a porosidade do meio filtrante foram considerados os valores médios calculados como média ponderada dos respectivos valores obtidos para as quatro camadas componentes do FAP.

As Figuras 90 e 91 apresentam os valores experimentais de perda de carga e de concentração de SST remanescente, bem como seus respectivos perfis de modelação para valores de eficiência inicial de remoção experimental e oriundo do modelo RT na concepção de PARETSKY et al. (1971), respectivamente. Os valores de concentração de SST remanescente apresentados nas Figuras 90 e 91 referem-se à razão entre a concentração de saída e de entrada (C_4/C_0) do FAP.

Para o valor experimental de eficiência inicial de remoção a modelação obteve cerca de 97% para o valor de R^2 . O mesmo fato ocorreu para a modelação com valores de eficiência inicial de remoção obtidos de todos os modelos nas concepções deste autor e de PARETSKY et al. (1971), conforme Tabela 30 e Figuras 90 e 91.

O mesmo não ocorreu com a modelação da concentração de SST remanescente que obteve um valor de R^2 de cerca de 89% para valor experimental de eficiência inicial de remoção e em torno de 78% para os valores calculados pelos modelos YH, LG e TE. É interessante notar que este comportamento de similaridade entre os valores obtidos por estes modelos foi também observado nas simulações realizadas para o meio filtrante total do Ensaio 2 do FAAG, conforme Tabela 26.

As simulações para a modelação da concentração de SST remanescente com valores de eficiência inicial de remoção calculados pelo modelo RT nas concepções deste autor e de PARETSKY et al. (1971) obtiveram valores de R^2 em torno de 89%, à semelhança daquele obtido para a modelação com o valor experimental.

Observe que para o caso do modelo RT nas concepções deste autor e de PARETSKY et al. (1971) as simulações puderam ser realizadas obedecendo-se as restrições aos valores dos parâmetros do modelo monodisperso de remoção de Turbidez (concentração de SST), semelhantemente ao ocorrido no caso do FAAG – Tabela 26.

Os resultados para a modelação do meio filtrante total do Ensaio 12 é apresentado no APÊNDICE E – E2 (Tabela E2.8 e Figuras E2.15 e E2.16). O Ensaio 14 do FAP, entretanto, não pôde ser modelado em virtude de apresentar uma baixa retenção de impurezas na última camada (C_4) ao longo de praticamente todo o ciclo de filtração.

Tabela 30: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 10 – Meio filtrante total.

Dados Experimentais e das Simulações					
Sistema de Filtração: II					
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 10; Meio filtrante total					
Valores experimentais de Turbidez e Perda de carga: Tabela B6.2 do APÊNDICE B					
Meio Poroso					
Profundidade ou espessura do meio filtrante total (L) = 1,40 m					
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 25,4 mm; (mín.) = 2,4 mm					
Fator de Forma Médio = 7,6; Porosidade Média (f) = 0,40 (adimensional)					
Efluente e Condições Operacionais					
Diâmetro médio da partícula (d_p) = 2,1 μ m; Fator de Forma = 10,3					
Concentração de SST na água de estudo (C_0) = 62,08 mg.L ⁻¹ (Água Tipo I)					
Taxa de Filtração (U) = 120 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹					
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1800 min					
Parâmetros do Modelo					
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental					
Remoção Inicial - $\eta_0\alpha_0$ (adimensional) = 3,515.10 ⁻²					
Período de Maturação - $\beta\eta_p\alpha_p$ (adimensional) = 1,000.10 ⁻⁷					
Desprendimento - β_2 (s ⁻¹) = 9,766.10 ⁻¹					
Perda de carga - β' (adimensional) = 0,7328					
R ² (perda de carga) = 0,9668					
R ² (Concentração) = 0,8918					
R ² (média) = 0,9293					
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos					
		Este autor			
		YH (SR)	LG (SR)	RT	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	1,767.10 ⁻³	1,761.10 ⁻³	4,083.10 ⁻²	1,808.10 ⁻³
	$\beta\eta_p\alpha_p$	5,988	3,881	1,000.10 ⁻⁷	3,843
	β_2	19,42	12,55	0,1297	12,76
	β'	0,7215	0,7171	0,7264	0,7170
	R ² (perda de carga)	0,9720	0,9723	0,9672	0,9723
	R ² (Concentração)	0,7812	0,7764	0,8901	0,7764
	R ² (média)	0,8766	0,8744	0,9287	0,8744
		Adaptado de Gebhart			
		YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	-4,911.10 ⁻⁴	-4,976.10 ⁻⁴	-1,447.10 ⁻²	-7,510.10 ⁻⁴
	$\beta\eta_p\alpha_p$	-	-	-	-
	β_2	-	-	-	-
	β'	-	-	-	-
	R ² (perda de carga)	-	-	-	-
	R ² (Concentração)	-	-	-	-
	R ² (média)	-	-	-	-
		Adaptado de Paretzky			
		YH (SR)	LG (SR)	RT	TE (SR)
	$\eta_0\alpha_0$	2,161.10 ⁻³	2,155.10 ⁻³	3,842.10 ⁻²	3,179.10 ⁻³
	$\beta\eta_p\alpha_p$	5,394	4,035	1,000.10 ⁻⁷	5,314
	β_2	21,24	16,19	0,1158	31,41
	β'	0,7172	0,7156	0,7290	0,7155
	R ² (perda de carga)	0,9723	0,9725	0,9671	0,9722
	R ² (Concentração)	0,7813	0,7769	0,8927	0,7884
	R ² (média)	0,8768	0,8747	0,9299	0,8803

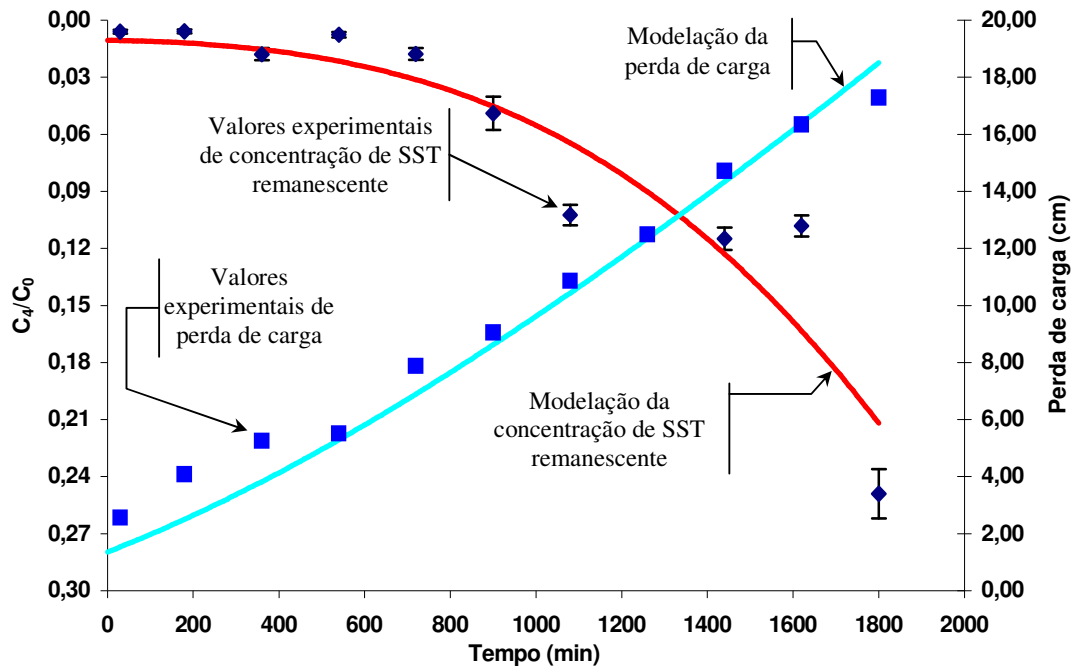


Figura 90: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração – Meio filtrante total do Ensaio 10 – Tabela 30.

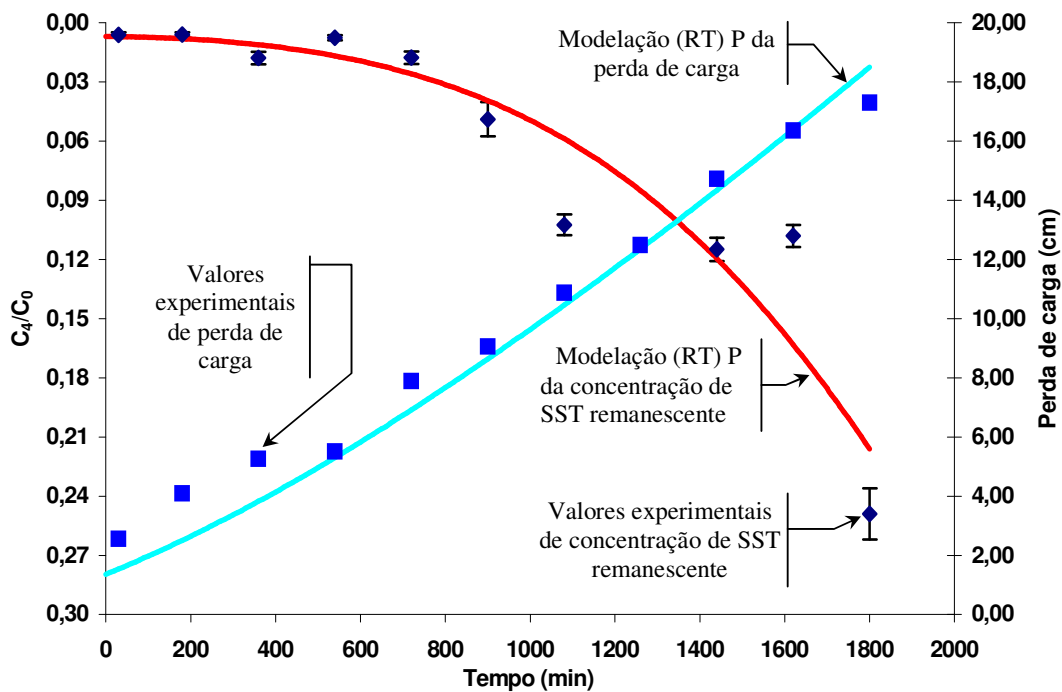


Figura 91: Perfil de concentração de SST remanescente e perda de carga ao longo do tempo de filtração (uso de modelo de eficiência inicial de remoção) – Meio filtrante total do Ensaio 10 – Tabela 30.

6.3. Resumo Geral dos Resultados para Turbidez

As simulações que apresentaram valores de R^2 menores que zero não foram elencados nas Tabelas da seção 6.2. Também, as simulações que não convergiram, não apresentam valores para os parâmetros do modelo, como por exemplo, o modelo RT na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) na modelação da camada C4 do ensaio 2 – Tabela E1.5 do APÊNDICE E – E1.

A Tabela 31 apresenta um quadro resumo estatístico de todas as simulações realizadas na modelação de todos os ensaios de filtração do FAAG apresentados na seção 6.2.1 e aquelas apresentadas no APÊNDICE E – E1. As Figuras 92 a 94 mostram diagramas com os valores de R^2 apresentados na Tabela 31.

Tabela 31: Quadro resumo estatístico das simulações para o FAAG.

Para valor de $\eta_0 \alpha_0$ experimental								
R^2			Média \pm Desvio Padrão		Número de Amostras			
Perda de carga			0,9262 \pm 0,0659		21			
Concentração			0,8366 \pm 0,1081		20			
Média			0,8796 \pm 0,0664		20			
Para valores de $\eta_0 \alpha_0$ dos modelos								
Este autor								
R^2	YH	N°	LG	N°	RT	N°	TE	N°
PC	0,9372 \pm 0,0500	20	0,9137 \pm 0,0910	20	0,9192 \pm 0,0628	21	0,9301 \pm 0,0707	20
C	0,7750 \pm 0,1650	20	0,7764 \pm 0,1708	20	0,8058 \pm 0,1671	20	0,7778 \pm 0,1665	20
M	0,8494 \pm 0,0849	19	0,8420 \pm 0,0991	19	0,8606 \pm 0,0928	20	0,8510 \pm 0,0922	19
Adaptado de Paretsky								
R^2	YH	N°	LG	N°	RT	N°	TE	N°
PC	0,8247 \pm 0,2564	19	0,8596 \pm 0,2016	19	0,9219 \pm 0,0691	21	0,9030 \pm 0,1039	18
C	0,7575 \pm 0,1744	20	0,7488 \pm 0,1247	20	0,8217 \pm 0,1389	20	0,7719 \pm 0,1676	19
M	0,7914 \pm 0,1247	18	0,8050 \pm 0,1267	18	0,8702 \pm 0,0793	20	0,8395 \pm 0,0797	17
Valores Totais de $\eta_0 \alpha_0$ para todos os modelos								
Este autor								
R^2			Média \pm Desvio Padrão		Número de Amostras			
Perda de carga			0,9250 \pm 0,0707		81			
Concentração			0,7837 \pm 0,1679		80			
Média			0,8509 \pm 0,0926		77			
Adaptado de Paretsky								
R^2			Média \pm Desvio Padrão		Número de Amostras			
Perda de carga			0,8756 \pm 0,1776		77			
Concentração			0,7750 \pm 0,1667		79			
Média			0,8275 \pm 0,1094		73			

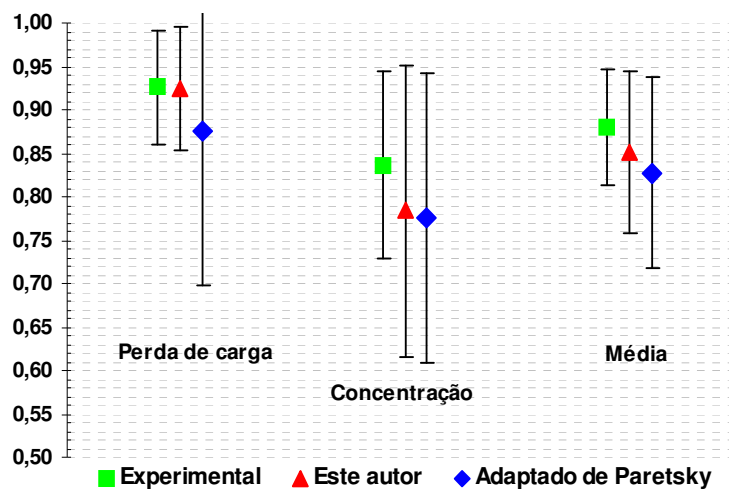


Figura 92: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ experimental e calculados pelos modelos na concepção deste autor e na concepção adaptada de Partesky – Tabela 31.

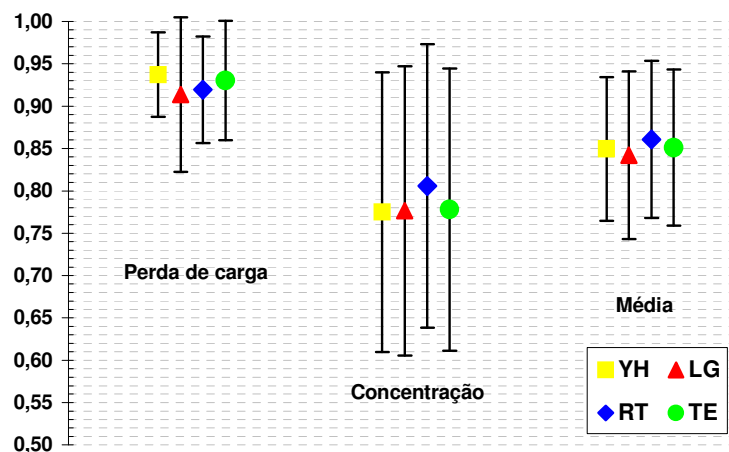


Figura 93: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ calculados pelos modelos na concepção deste autor – Tabela 31

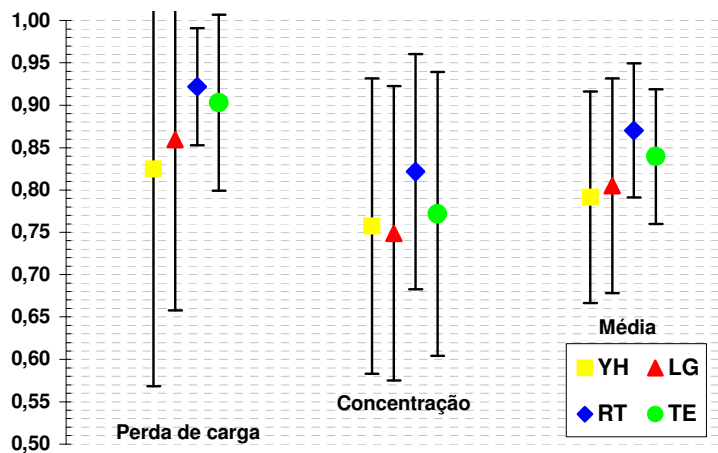


Figura 94: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ calculados pelos modelos na concepção adaptada de Partesky – Tabela 31.

A Tabela 32 apresenta um quadro resumo estatístico para todas as simulações na modelação de todos os ensaios de filtração do FAP apresentados na seção 6.2.2 e aquelas apresentadas no APÊNDICE E – E2. As Figuras 95 a 97 mostram diagramas com os valores de R^2 apresentados na Tabela 32.

As Tabelas 31 e 32 apresentam um panorama de todas as simulações, com ou sem as restrições elencadas nas seções 5.8.2 a 5.8.5, tendo-se optado pela maior média havendo simulações para os dois casos. Nas Tabelas 31 e 32, as palavras “PC”, “C” e “M” representam perda de carga, concentração e média, respectivamente e estão se referindo aos seus respectivos valores dos coeficientes de correlação múltipla (R^2). O símbolo “N°” se refere ao número de amostras para cada modelo considerados na estatística das Tabelas 31 e 32.

Tabela 32: Quadro resumo estatístico das simulações para o FAP.

Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental								
R^2	Média \pm Desvio Padrão		Número de Amostras					
Perda de carga	0,8539 \pm 0,2198		12					
Concentração	0,6889 \pm 0,2864		13					
Média	0,7803 \pm 0,1781		12					
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos								
Este autor								
R^2	YH	N°	LG	N°	RT	N°	TE	N°
PC	0,8854 \pm 0,1267	12	0,8591 \pm 0,1547	12	0,8935 \pm 0,1354	08	0,8713 \pm 0,1407	12
C	0,6600 \pm 0,2197	11	0,6500 \pm 0,2100	11	0,6755 \pm 0,3056	10	0,6544 \pm 0,2151	11
M	0,7905 \pm 0,1214	10	0,7692 \pm 0,1122	10	0,8095 \pm 0,1585	08	0,7801 \pm 0,1206	10
Adaptado de Paretsky								
R^2	YH	N°	LG	N°	RT	N°	TE	N°
PC	0,8874 \pm 0,1326	12	0,7997 \pm 0,2581	12	0,9145 \pm 0,1140	07	0,8377 \pm 0,1696	12
C	0,6594 \pm 0,2205	11	0,6659 \pm 0,2182	11	0,6758 \pm 0,3139	10	0,6448 \pm 0,2205	11
M	0,7942 \pm 0,1228	10	0,7450 \pm 0,1518	10	0,8244 \pm 0,1754	08	0,7611 \pm 0,1259	10
Valores Totais de $\eta_0\alpha_0$ para todos os modelos								
Este autor								
R^2	Média \pm Desvio Padrão		Número de Amostras					
Perda de carga	0,8759 \pm 0,1407		44					
Concentração	0,6596 \pm 0,2393		43					
Média	0,7862 \pm 0,1285		38					
Adaptado de Paretsky								
R^2	Média \pm Desvio Padrão		Número de Amostras					
Perda de carga	0,8548 \pm 0,1871		44					
Concentração	0,6612 \pm 0,2442		43					
Média	0,7789 \pm 0,1468		38					

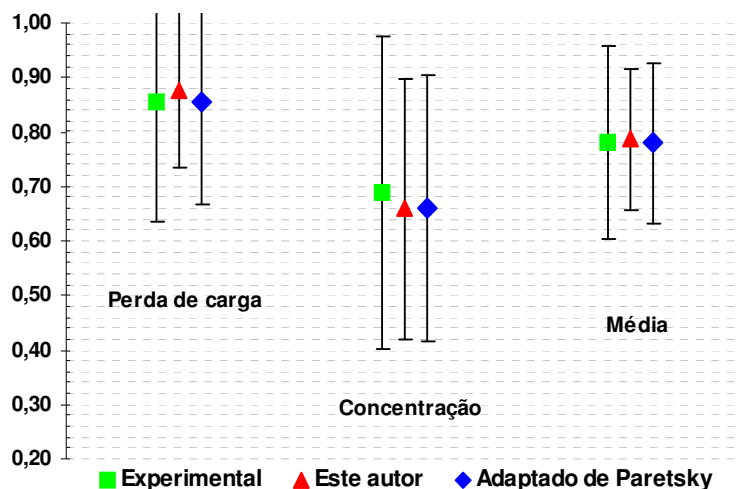


Figura 95: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ experimental e calculados pelos modelos na concepção deste autor e na concepção adaptada de Partesky – Tabela 32.

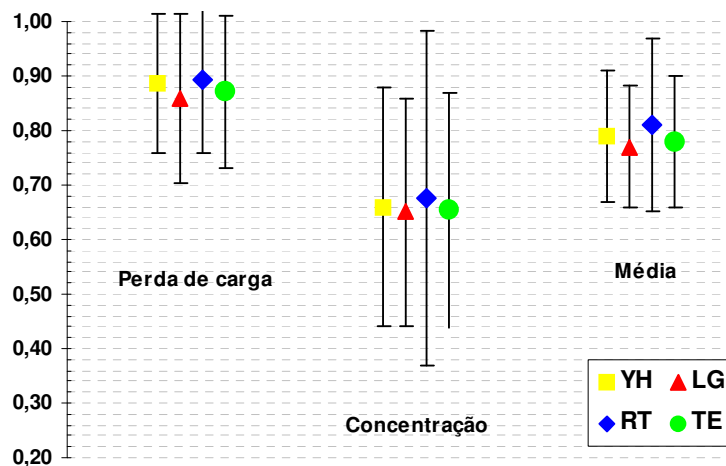


Figura 96: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ calculados pelos modelos na concepção deste autor – Tabela 32

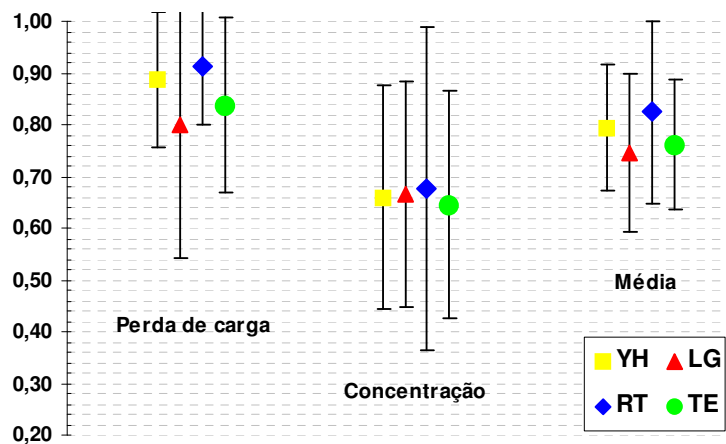


Figura 97: Diagrama dos valores totais de R^2 para $\eta_0\alpha_0$ calculados pelos modelos na concepção adaptada de Partesky – Tabela 32.

Os valores dos coeficientes de correlação múltipla (R^2) estão expressos nas Tabelas 31 e 32, na forma de média mais ou menos o seu desvio padrão, calculados sobre toda a população, ou seja, o total do número de amostras.

O número total foi de 21 amostras para os 5 ensaios com o FAAG, conforme se pode observar na Tabela 31 – valores oriundos da seção 6.2.1 e do APÊNDICE E – E1. O número total foi de 13 amostras para os 3 ensaios com o FAP, conforme se observa na Tabela 32 – valores oriundos da seção 6.2.2 e do APÊNDICE E – E2.

A Tabela 31 mostra que no total das simulações para valores experimentais de eficiência inicial de remoção das camadas do FAAG para a perda de carga, considerando-se o desvio padrão, a faixa de valores de R^2 obtida situa-se entre 86 e 99% com uma média em torno de 93%, ao passo que a faixa de valores de R^2 para remoção de turbidez situa-se entre 73 e 94% com uma média em torno de 84%.

A modelação para a perda de carga pelos modelos de eficiência inicial de remoção, calculados pela concepção desenvolvida neste trabalho, apresentou valores médios de R^2 em uma faixa entre 91 e 94%, com um desvio padrão sempre menor que 10%. Para a remoção de turbidez os valores de R^2 dos modelos oscilaram entre 78 e 81% com um desvio padrão em torno de 17%.

Na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) o total de simulações para todos os modelos de eficiência inicial de remoção obteve valores médios de R^2 para a modelação da perda de carga em uma faixa compreendida entre 82 e 92% com um desvio padrão entre 6 e 26%. Para a remoção de turbidez, a faixa de valores está compreendida entre 75 e 82%, com um desvio padrão variando entre 12 e 17%.

Na totalização, considerando-se todas as simulações realizadas para o FAAG na modelação da perda de carga, a concepção desenvolvida neste trabalho obteve uma faixa de valores de R^2 compreendida entre 85 e 99% (7% de desvio padrão), ao passo que a concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) obteve uma faixa de valores compreendida entre 70 e 100% (17% de desvio padrão). Esta acentuada diferença pode ser observada comparando-se as barras de erro dos pontos para a perda de carga das duas concepções no diagrama da Figuras 92.

É interessante comparar os diagramas das Figuras 93 e 94 que apresentam os quatro modelos de cálculo da eficiência inicial de remoção utilizados nesta tese para a concepção desenvolvida por este autor e a adaptada de PARETSKY et al. (1971), respectivamente. Observa-se no diagrama da Figura 93 que todos os modelos encontram-se praticamente alinhados, o que não ocorre no diagrama da Figura 94.

A modelação das camadas do FAP apresenta valores de R^2 sensivelmente menores do que aqueles encontrados para a modelação do FAAG, conforme Tabela 32.

Pode-se observar que para o valor experimental de eficiência inicial de remoção, a modelação da perda de carga apresenta uma faixa de valores de R^2 compreendida entre 64 e 100% com a média em torno de 85%, ao passo que a remoção de turbidez obteve um faixa de valores de R^2 ainda maior, entre 40 e 98%, com 69% na média (Figura 95). É interessante notar, entretanto, que os desvios padrão são consideravelmente maiores que aqueles obtidos pelo FAAG, conforme se observa comparando-se seus respectivos valores nas Tabelas 31 e 32 e nas Figuras 92 e 95.

Isso indica uma variabilidade na eficiência do modelo em descrever os resultados experimentais, ou seja, foram obtidos valores tanto altos como baixos de R^2 nas simulações. Para a remoção de turbidez, o desvio padrão obtido foi mais de 41% do valor da sua média, enquanto que para a perda de carga o desvio padrão foi cerca de 25% do valor da média.

Diferentemente do FAAG, no caso dos modelos de eficiência inicial de remoção pela concepção desenvolvida neste trabalho e aplicados ao FAP, os valores médios de R^2 para a perda de carga estiveram em uma faixa compreendida entre 86 e 89%. Na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) os valores médios de R^2 para a perda de carga estiveram em uma faixa compreendida entre 80 e 91%, conforme Tabela 32. Entretanto, para a remoção de turbidez ambas as concepções obtiveram valores médios de R^2 em uma faixa compreendida entre 64 e 68%, conforme Tabela 32 e Figuras 96 e 97.

Na totalização para todos os modelos de eficiência inicial de remoção para a modelação das camadas do FAP, os valores se apresentaram bastante próximos para ambas as concepções. Na concepção desenvolvida neste trabalho, a faixa de valores de R^2 para a modelação da perda de carga, considerando-se o desvio padrão, foi de 74 a 100%, conforme Tabela 32 e Figura 95. Para a concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) a faixa de valores de R^2 para a modelação da perda de carga está compreendida entre 67 de 100%, considerando o desvio padrão, conforme Tabela 32 e Figura 95 .

Os valores para as constantes k_{h1} e k_{h2} da equação de ERGUN (1952) para a perda de carga no FAAG foram menores que aqueles utilizados no FAP. De forma geral, estas constantes variaram consideravelmente, conforme se observa na Tabela 20. TRUSSEL & CHANG (1999) encontraram uma faixa de valores similares.

6.4. Resultados para Partículas

Nesta seção serão apresentados os resultados obtidos pelo modelo de filtração mono e polidisperso para os quatro modelos de eficiência inicial de remoção nas três concepções propostas para remoção de partículas com base no número de partículas por unidade de volume ($\#.mL^{-1}$) para diferentes tamanhos. Outras simulações para remoção de partículas estão elencadas no APÊNDICE F.

Os gráficos de barras desta seção, conforme as Figuras 98 a 112, apresentam o número de partículas por mL de forma pontual, nos instantes específicos de amostragem experimental durante o tempo (ciclo) de filtração, além dos respectivos valores experimentais.

Todos os dados apresentados nas Tabelas de 33 a 36 estão referenciados à Figura 32 (b), ao passo que os dados apresentados nas Tabelas 37 a 40 se referem à Figura 33 (b). Os parâmetros das simulações são os mesmos elencados na Tabela 20.

6.4.1. Filtro Ascendente de Areia Grossa (FAAG)

6.4.1.1. Modelo Monodisperso

A modelação com o valor experimental de eficiência inicial de remoção de partículas de diâmetro médio de $4\ \mu m$ na camada de filtração C5 do ensaio 4 obteve boa aderência aos dados experimentais, conforme Figura 98. O valor do coeficiente de correlação múltipla (R^2) foi de 93%, conforme Tabela 33.

A modelação para o valor experimental de eficiência inicial de remoção não obedeceu às restrições aos valores dos parâmetros do modelo. É interessante observar que o valor para o parâmetro de perda de carga do modelo (β') assumiu um valor muito alto. Este fato ocorreu em muitas outras simulações apresentadas na seção 6.4 e no APÊNDICE F.

Todas as simulações da camada C5 do ensaio 4 para todos os modelos de cálculo da eficiência inicial de remoção nas duas concepções conduziram a valores dos parâmetros do modelo abaixo do valor unitário, conforme Tabela 33.

O modelo RT para as concepções adaptada de PARETSKY et al. (1971) e a deste trabalho forneceram os melhores resultados, com valores de R^2 de cerca de 96% e 93%, respectivamente, conforme Tabela 33 e Figura 99.

Tabela 33: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 4 – Camada C5.

Dados Experimentais e das Simulações				
Sistema de Filtração: I				
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 4; Camada do leito filtrante: C5 (Câmara 2)				
Valores experimentais de número de partículas por mL: Tabela B3.14 do APÊNDICE B				
Meio Poroso				
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,28 m				
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 1,68 mm; (mín) = 1,41 mm; Fator de Forma = 7,8				
Porosidade (f) = 0,39 (adimensional)				
Efluente e Condições Operacionais				
Fator de Forma (médio) = 12,3				
Taxa de Filtração (U) = 180 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹				
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1860 min				
Média do número de partículas por unidade de volume na água de estudo (#.mL ⁻¹) (Água Tipo I) para o seguinte tamanho de partícula (Diâmetro médio) (μ m):				
4				
6255				
Parâmetros do Modelo				
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental (SR)				
$\eta_0\alpha_0$	1,484.10 ⁻²			
$\beta\eta_p\alpha_p$	1,000.10 ⁻¹⁷			
β_2 (s ⁻¹)	0,1582			
β'	4318,0			
R^2 (Concentração)	0,9328			
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos				
Este autor				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	4,414.10 ⁻³	4,426.10 ⁻³	3,722.10 ⁻²	3,211.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷
β_2	3,763.10 ⁻²	3,778.10 ⁻²	0,5318	1,820.10 ⁻²
β'	1,790.10 ⁻⁴	1,790.10 ⁻⁴	1,790.10 ⁻⁴	1,790.10 ⁻⁴
R^2 (Concentração)	0,5666	0,5681	0,9580	0,3394
Adaptado de Gebhart				
	YH	LG	RT	TE
$\eta_0\alpha_0$	-3,894.10 ⁻⁴	-3,776.10 ⁻⁴	-6,100.10 ⁻³	-3,046.10 ⁻⁴
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
Adaptado de Paretzsky				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	3,810.10 ⁻³	3,822.10 ⁻³	1,669.10 ⁻²	3,002.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷
β_2	2,795.10 ⁻²	2,816.10 ⁻²	0,2282	1,473.10 ⁻²
β'	1,790.10 ⁻⁴	1,790.10 ⁻⁴	1,790.10 ⁻⁴	1,790.10 ⁻⁴
R^2 (Concentração)	0,4697	0,4719	0,9319	0,2834

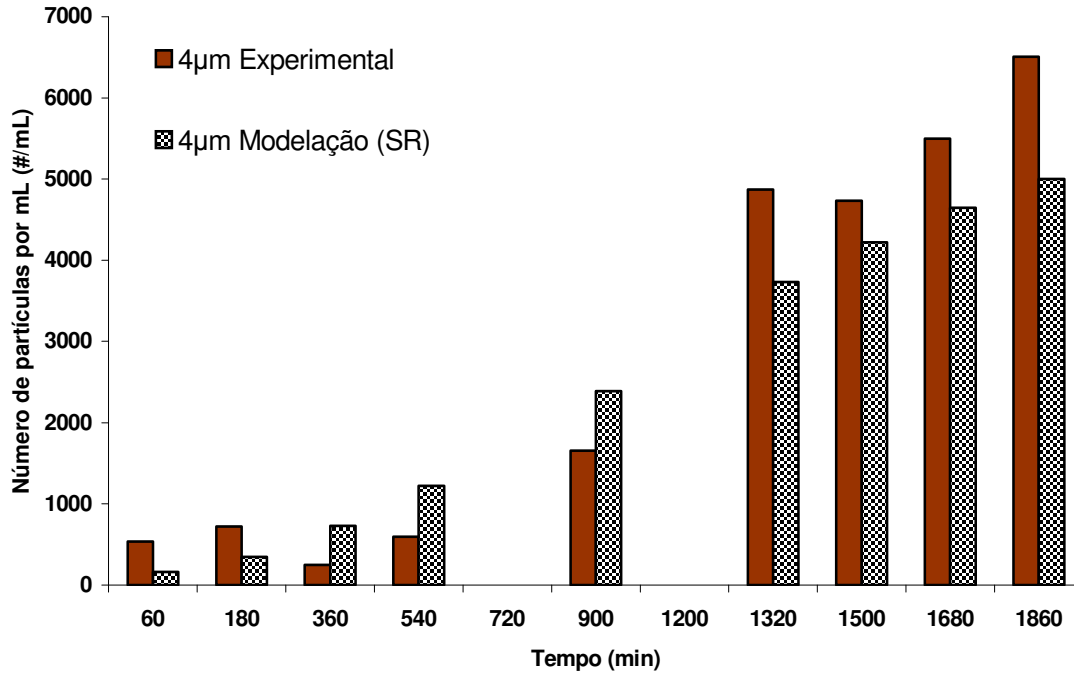


Figura 98: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C5 do Ensaio 4 – Tabela 33.

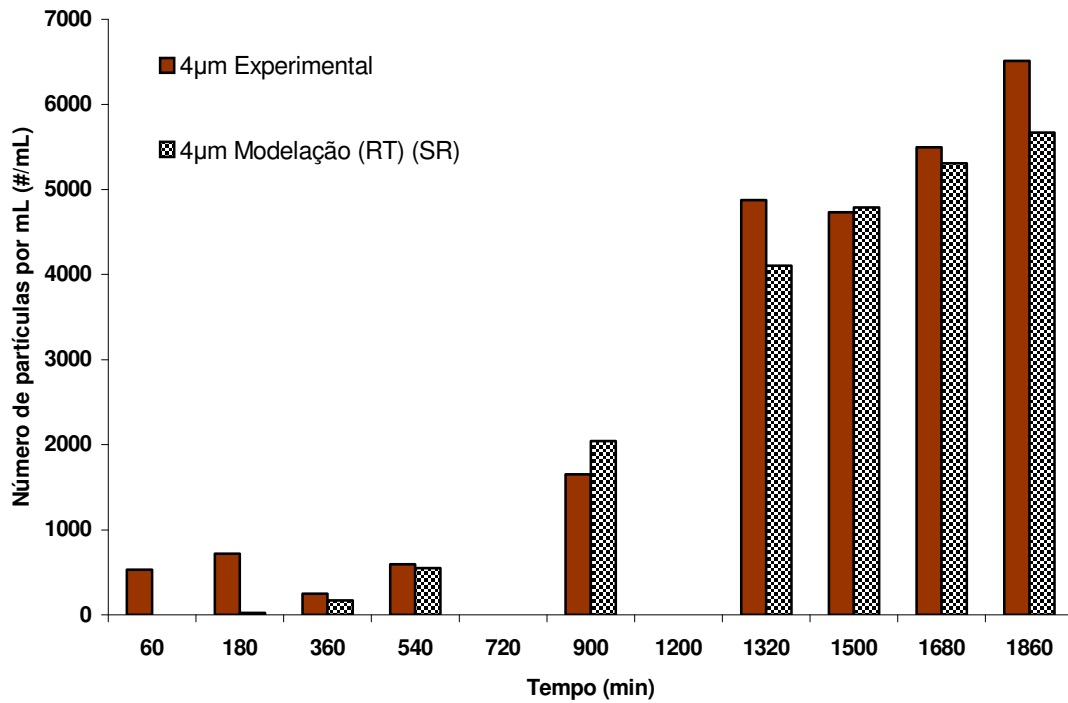


Figura 99: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do Modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C3 do Ensaio 4 – Tabela 33.

A Tabela 34 apresenta os resultados para as simulações na remoção de partículas de tamanho médio em torno de $8\mu\text{m}$ na camada C6 do FAAG no ensaio 6, ao passo que as Figuras 100 e 101, apresentam o perfil de remoção de partículas ao longo do ciclo de filtração para o valor de eficiência inicial de remoção experimental e a calculada pelo modelo RT, na concepção desenvolvida neste trabalho, respectivamente.

Na camada C6 do ensaio 6, ocorre o contrário do ocorrido na camada C3 do ensaio 4, tendo-se obtido um valor abaixo da unidade para o parâmetro de perda de carga do modelo (β'). A modelação para o caso de valor experimental da eficiência de remoção de partículas apresentou mesma ordem de grandeza de R^2 (93%) obtida pela camada C3 do ensaio 4, conforme dados da Tabela 34.

Pode-se observar que os modelos YH e LG para a concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) e os modelos YH, LG e TE na concepção desenvolvida neste trabalho, não apresentaram valores de R^2 . Isto ocorreu em virtude da não convergência nas simulações para os seus respectivos valores de eficiência inicial de remoção. Este fato também ocorreu em outras simulações na seção 6.2 e no APÊNDICE F.

Algo a ser destacado na modelação pelos valores de eficiência inicial de remoção calculado pelos modelos é o fato de que o modelo RT calculado pela concepção desenvolvida neste trabalho obteve um valor de R^2 da ordem de 92%, conforme Tabela 34 e Figura 101.

Os valores dos parâmetros, do modelo monodisperso, inferiores ao valor da unidade não foram impostos como condição de contorno nos dados de entrada da simulação com o valor de eficiência inicial de remoção de partículas do modelo RT pela concepção deste trabalho, mas foi o resultado da própria modelação.

Os resultados da simulação com os valores de eficiência inicial de remoção calculados com os modelos TE e RT pela concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) obtiveram valores de R^2 da ordem de 53% e 50%, respectivamente, conforme dados da Tabela 34.

Os parâmetros do período de maturação e o de desprendimento de partículas no modelo TE na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) apresentaram valores muito altos, conforme se observa na Tabela 34.

Os modelos adaptados para a concepção de GEBHART et al. (1973) não puderam ser modelados em virtude de apresentarem valores negativos para todos os exemplos mencionados na seção 6.4 e suas subseções, bem como no APÊNDICE F.

Tabela 34: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 6 – Camada C6.

Dados Experimentais e das Simulações				
Sistema de Filtração: I				
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 6; Camada do leito filtrante: C6				
Valores experimentais de número de partículas por mL: Tabela B4.9 do APÊNDICE B				
Meio Poroso				
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,14 m				
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 1,41 mm; (mín) = 1,19 mm; Fator de Forma = 7,4				
Porosidade (f) = 0,39 (adimensional)				
Efluente e Condições Operacionais				
Fator de Forma (médio) = 12,3				
Taxa de Filtração (U) = 180 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹				
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1230 min				
Média do número de partículas por unidade de volume na água de estudo (#.mL ⁻¹) (Água Tipo I) para o seguinte tamanho de partícula (Diâmetro médio) (μm):				
8				
4073				
Parâmetros do Modelo				
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental (SR)				
$\eta_0\alpha_0$				3,298.10 ⁻²
$\beta\eta_p\alpha_p$				1,000.10 ⁻¹⁷
β_2 (s ⁻¹)				0,2548
β'				1,227.10 ⁻²
R ² (Concentração)				0,9314
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos				
	Este autor			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	4,601.10 ⁻³	4,621.10 ⁻³	3,605.10 ⁻²	3,255.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	1,000.10 ⁻¹⁷	–
β_2	–	–	0,2626	–
β'	–	–	1,079.10 ⁻³	–
R ² (Concentração)	–	–	0,9224	–
	Adaptado de Gebhart			
	YH	LG	RT	TE
$\eta_0\alpha_0$	-2,029.10 ⁻⁴	-1,825.10 ⁻⁴	-5,574.10 ⁻³	-1,523.10 ⁻⁴
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
β'	–	–	–	–
R ² (Concentração)	–	–	–	–
	Adaptado de Paretzky			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	3,997.10 ⁻³	4,017.10 ⁻³	1,569.10 ⁻²	3,020.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	1,000.10 ⁻¹⁷	3,330.10 ⁵
β_2	–	–	5,847.10 ⁻²	59,47
β'	–	–	1,079.10 ⁻³	1,079.10 ⁻³
R ² (Concentração)	–	–	0,5291	0,5010

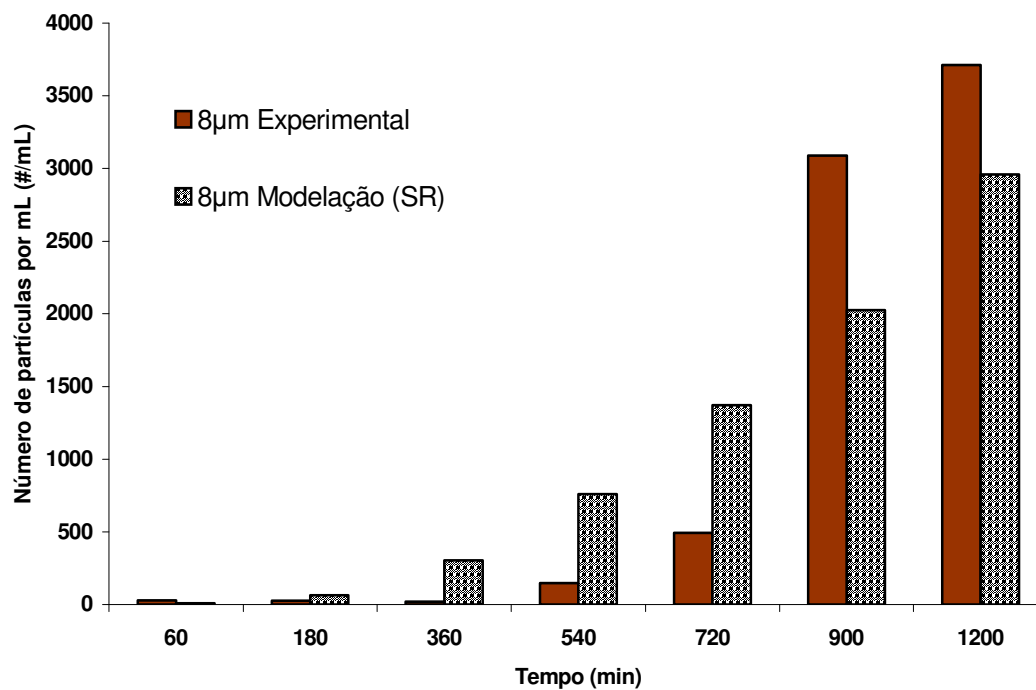


Figura 100: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C6 do Ensaio 6 – Tabela 34.

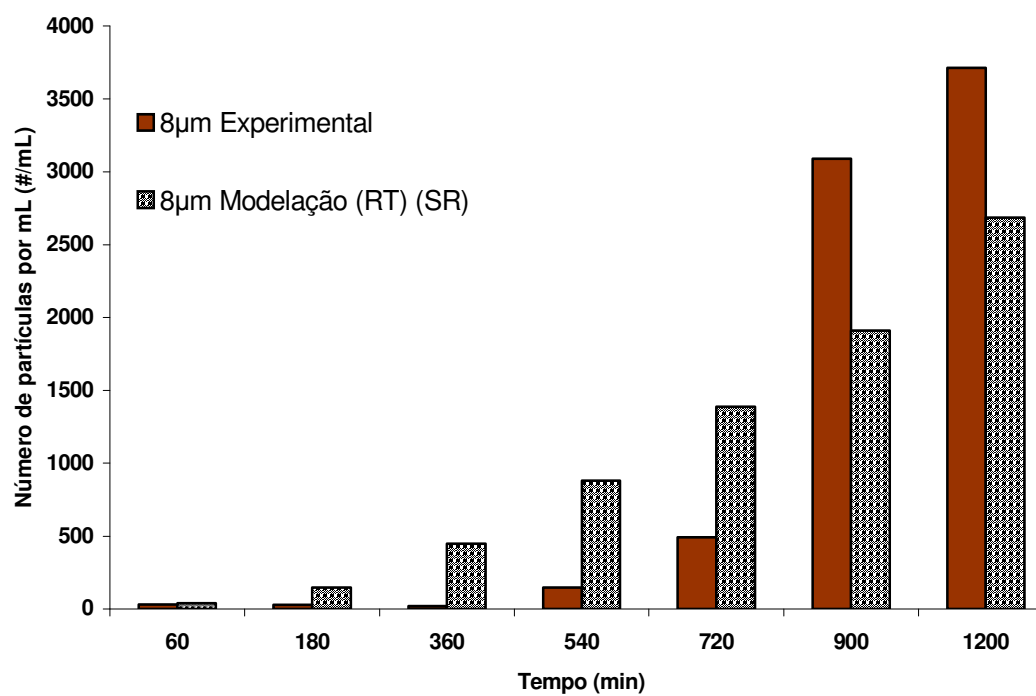


Figura 101: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do Modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C6 do Ensaio 6 – Tabela 34.

6.4.1.2. Modelo Polidisperso

A Tabela 35 apresenta os resultados para as simulações do modelo polidisperso na remoção de partículas de tamanhos médios em torno de 2, 4 e 12 μm na camada C1 do FAAG no ensaio 4.

A Figura 102 apresenta o perfil de remoção de partículas ao longo do ciclo de filtração para o valor de eficiência inicial de remoção experimental nos tamanhos médios de partículas supracitados.

A Figura 103 apresenta o perfil de remoção das partículas de tamanho médio de 4 e 12 μm ao longo do ciclo de filtração para valor de eficiência inicial de remoção calculada pelo modelo LG na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971).

Pode-se verificar que os três diferentes diâmetros (tamanhos) médios de partículas obtiveram valores de R^2 bastante diferentes para os valores experimentais de eficiência inicial de remoção, respectivamente, 16%, 79% e 89% para os diâmetros médios de 2, 4 e 12 μm .

Os valores de R^2 para a eficiência inicial de remoção, para o tamanho médio de partícula de 4 μm , calculados pelos modelos, são cerca de 14% menores que o calculado pelo seu respectivo valor experimental, em ambas as concepções. Para o diâmetro médio de 2 μm , os modelos, nas duas concepções, não apresentaram valores coerentes de R^2 .

Pode-se observar que os modelos para as concepções adaptada de PARETSKY et al. (1971) e a deste trabalho apresentaram os maiores valores de R^2 para a remoção de partículas de 12 μm , conforme Tabela 35. Na média, os modelos para as duas concepções obtiveram cerca de 91% nos valores dos coeficientes de correlação múltipla (R^2).

As simulações com os modelos de eficiência inicial de remoção conduziram a valores muito altos para os parâmetros do modelo polidisperso. O parâmetro de desprendimento (β_2) e o parâmetro que determina a fração de partículas que atua como coletores adicionais (γ), atingiram valores da ordem de 10^7 .

Comparativamente, as simulações com os valores experimentais de eficiência inicial de remoção conduziram a valores mais coerentes aos mesmos parâmetros do modelo polidisperso do que os calculados pelos modelos.

Tabela 35: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 4 – Camada C1.

Dados Experimentais e das Simulações				
Sistema de Filtração: I				
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 4; Camada do leito filtrante: C1				
Valores experimentais de número de partículas por mL: Tabela B3.4 do APÊNDICE B				
Meio Poroso				
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,55 m; Porosidade (f) = 0,40 (adimensional)				
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 25,4 mm; (mín) = 3,36 mm; Fator de Forma = 7,5				
Efluente e Condições Operacionais				
Fator de Forma médio = 0,59; Taxa de Filtração (U) = $180 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$				
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1860 min				
Média do número de partículas por unidade de volume na água de estudo ($\# \cdot \text{mL}^{-1}$) (Água Tipo I) para os seguintes tamanhos de partículas (Diâmetro médio) (μm):				
	2	4	12	
	3973	5045	4354	
Parâmetros do Modelo				
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental (SR)				
Tamanho de partícula (μm):				
	2	4	12	
$\eta_0\alpha_0$	$5,461 \cdot 10^{-3}$	$7,156 \cdot 10^{-3}$	$2,021 \cdot 10^{-3}$	
$\beta\eta_p\alpha_p$	$9,749 \cdot 10^{-4}$	$6,023 \cdot 10^{-6}$	$1,790 \cdot 10^{-4}$	
β_2 (s^{-1})	1,000	0	0	
β'		0		
γ		1,000		
R^2	0,1624	0,7911	0,8915	
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos				
Tamanho de partícula (μm): 2				
	Este autor			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$1,123 \cdot 10^{-3}$	$1,118 \cdot 10^{-3}$	$3,177 \cdot 10^{-2}$	$1,063 \cdot 10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$1,790 \cdot 10^{-4}$	$1,790 \cdot 10^{-4}$	$1,790 \cdot 10^{-4}$	$1,790 \cdot 10^{-4}$
β_2	0	0	0	0
β'	0	0	0	0
γ	$9,999 \cdot 10^4$	$1,054 \cdot 10^5$	$3,955 \cdot 10^7$	$2,270 \cdot 10^6$
R^2 (Concentração)	–	–	–	–
	Adaptado de Gebhart			
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	$-3,033 \cdot 10^{-4}$	$-3,089 \cdot 10^{-4}$	$-1,131 \cdot 10^{-2}$	$-4,474 \cdot 10^{-4}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
β'	–	–	–	–
γ	–	–	–	–
R^2 (Concentração)	–	–	–	–
	Adaptado de Paretzky			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$1,686 \cdot 10^{-3}$	$1,681 \cdot 10^{-3}$	$3,289 \cdot 10^{-2}$	$2,366 \cdot 10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$1,000 \cdot 10^{-13}$	$1,000 \cdot 10^{-13}$	$1,000 \cdot 10^{-13}$	$1,000 \cdot 10^{-13}$
β_2	0	0	0	0
β'	0	0	0	0
γ	1103,0	$1,054 \cdot 10^5$	$7,165 \cdot 10^5$	$4,149 \cdot 10^4$
R^2 (Concentração)	–	–	–	–

Continuação da Tabela 35: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 4 – Camada C1.

Tamanho de partícula (μm): 4				
	Este autor			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$3,897.10^{-3}$	$3,894.10^{-3}$	$5,281.10^{-2}$	$3,974.10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$1,000.10^{-13}$	$1,000.10^{-13}$	$1,000.10^{-13}$	$1,000.10^{-13}$
β_2	0	0	0	0
β'	0	0	0	0
γ	$9,999.10^4$	$1,054.10^5$	$3,955.10^7$	$2,270.10^6$
R ² (Concentração)	0,6543	0,6543	0,6586	0,6543
	Adaptado de Gebhart			
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	$-9,066.10^{-4}$	$-9,098.10^{-4}$	$-1,386.10^{-2}$	$-1,144.10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
β'	–	–	–	–
γ	–	–	–	–
R ² (Concentração)	–	–	–	–
	Adaptado de Paretsky			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$3,293.10^{-3}$	$3,290.10^{-3}$	$3,522.10^{-2}$	$4,294.10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$1,000.10^{-13}$	$1,000.10^{-13}$	$1,000.10^{-13}$	$1,000.10^{-13}$
β_2	0	0	0	0
β'	0	0	0	0
γ	1103,0	$4,889.10^5$	$7,165.10^5$	$4,149.10^4$
R ² (Concentração)	–	0,6542	0,6575	0,6544
Tamanho de partícula (μm): 12				
	Este autor			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$2,980.10^{-2}$	$2,981.10^{-2}$	0,1184	$3,314.10^{-2}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$1,000.10^{-13}$	$1,000.10^{-13}$	$1,000.10^{-13}$	$1,000.10^{-13}$
β_2	$9,999.10^4$	$1,054.10^5$	$3,955.10^7$	$2,270.10^6$
β'	0	0	0	0
γ	$9,999.10^4$	$1,054.10^5$	$3,955.10^7$	$2,270.10^6$
R ² (Concentração)	0,9112	0,9112	0,9012	0,9106
	Adaptado de Gebhart			
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	$-4,257.10^{-3}$	$-4,255.10^{-3}$	$-1,907.10^{-2}$	$-4,780.10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
β'	–	–	–	–
γ	–	–	–	–
R ² (Concentração)	–	–	–	–
	Adaptado de Paretsky			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$9,819.10^{-3}$	$9,821.10^{-3}$	$3,931.10^{-2}$	$1,116.10^{-2}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$4,610.10^{-3}$	$1,000.10^{-13}$	$1,000.10^{-13}$	$1,000.10^{-13}$
β_2	1103,0	$4,889.10^5$	$7,165.10^5$	$4,149.10^4$
β'	0	0	0	0
γ	1103,0	$4,889.10^5$	$7,165.10^5$	$4,149.10^4$
R ² (Concentração)	0,9103	0,9153	0,9096	0,9149

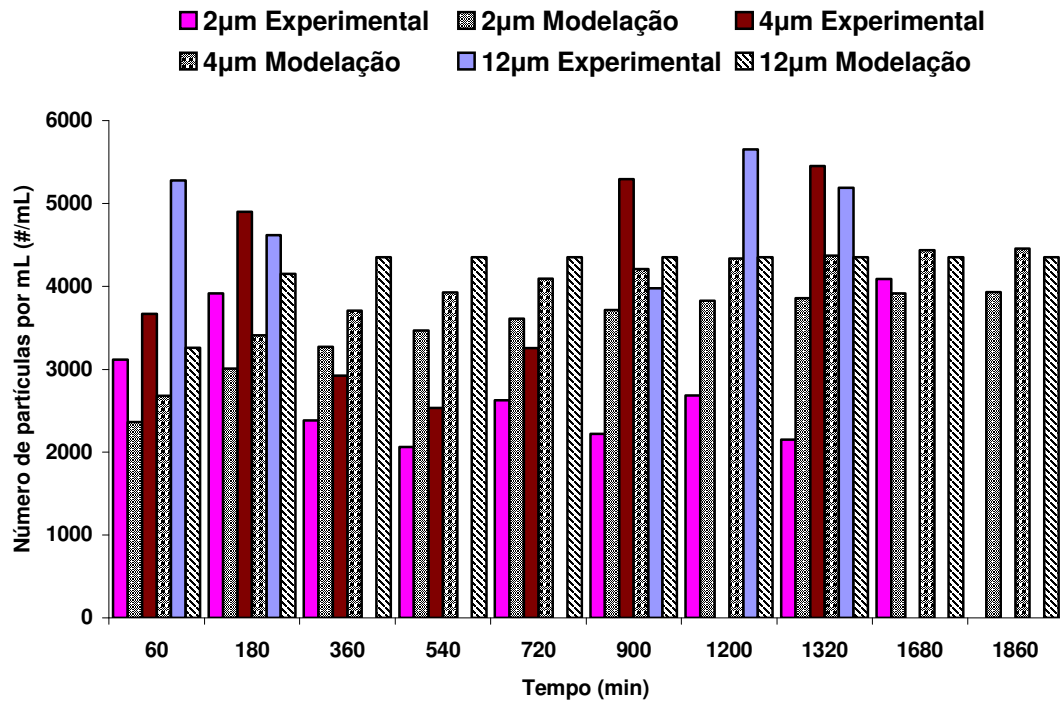


Figura 102: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C1 do Ensaio 4 – Tabela 35.

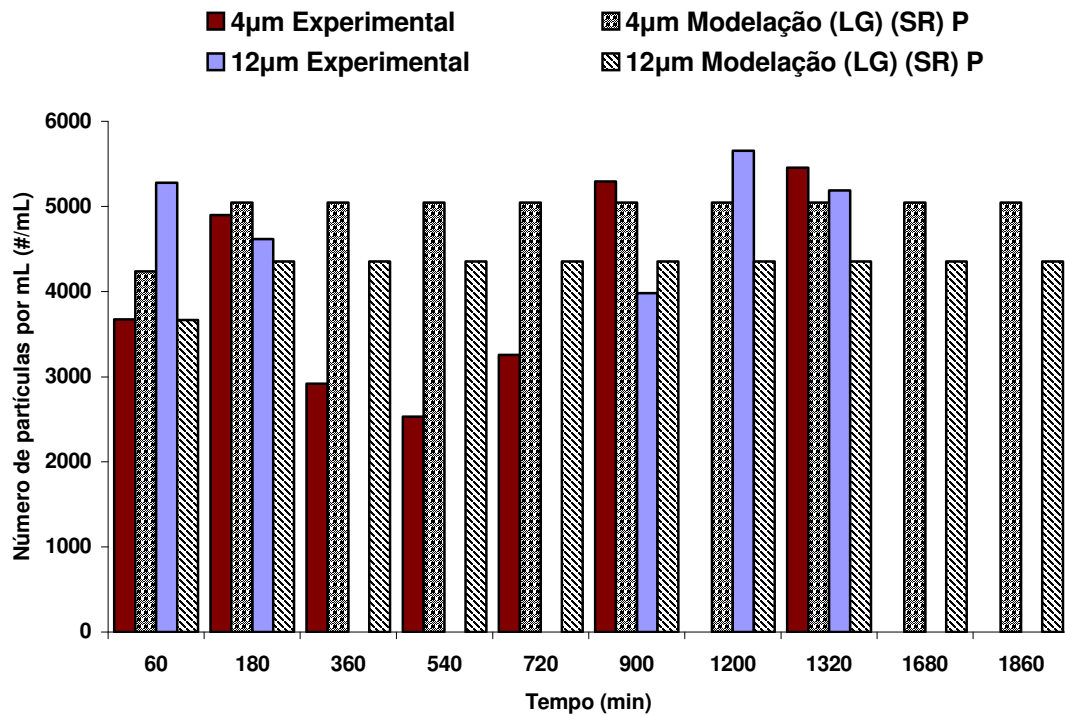


Figura 103: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do Modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C1 do Ensaio 4 – Tabela 35.

Tabela 36: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 4 – Camada C5.

Dados Experimentais e das Simulações				
Sistema de Filtração: I				
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 4; Camada do leito filtrante: C5 (Câmara 2)				
Valores experimentais de número de partículas por mL: Tabela B3.14 do APÊNDICE B				
Meio Poroso				
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,28 m				
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 1,68 mm; (mín) = 1,41 mm; Fator de Forma = 7,8				
Porosidade (f) = 0,39 (adimensional)				
Efluente e Condições Operacionais				
Fator de Forma (médio) = 12,3				
Taxa de Filtração (U) = 180 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹				
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1860 min				
Média do número de partículas por unidade de volume na água de estudo (#.mL ⁻¹) (Água Tipo I) para os seguintes tamanhos de partícula (Diâmetro médio) (μm):				
	2		4	
	4748		6255	
Parâmetros do Modelo				
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental (SR)				
Tamanho de partícula (μm):				
	2		4	
$\eta_0\alpha_0$	9,943.10 ⁻³		1,484.10 ⁻²	
$\beta\eta_p\alpha_p$	121,2		1,000.10 ⁻¹⁷	
β_2 (s ⁻¹)	1,000.10 ⁻¹⁷		0,5941	
β'	0		0	
γ	1,000.10 ⁻¹⁷		1,000.10 ⁻¹⁷	
R ²	0,6177		0,7281	
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos				
Tamanho de partícula (μm): 2				
	Este autor			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	1,409.10 ⁻³	1,393.10 ⁻³	2,246.10 ⁻²	9,639.10 ⁻⁴
$\beta\eta_p\alpha_p$	407,4	424,0	587,0	248,4
β_2	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷
β'	0	0	0	0
γ	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷
R ² (Concentração)	0,2862	0,2814	0,4972	0,2102
	Adaptado de Gebhart			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	-1,771.10 ⁻⁵	-3,411.10 ⁻⁵	-4,968.10 ⁻³	-5,982.10 ⁻⁵
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
β'	–	–	–	–
γ				
	Adaptado de Paretzky			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	1,972.10 ⁻³	1,955.10 ⁻³	1,555.10 ⁻²	1,651.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷
β_2	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷
β'	0	0	0	0
γ	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷	1,000.10 ⁻¹⁷
R ² (Concentração)	0,4257	0,4205	0,6714	0,4290

Continuação da Tabela 36: Quadro resumo das simulações – Sistema 1 – Ensaio 4 – Camada C5.

Tamanho de partícula: 4 μm				
Este autor				
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	$4,414.10^{-3}$	$4,426.10^{-3}$	$3,722.10^{-2}$	$3,211.10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$1,000.10^{-17}$	$1,000.10^{-17}$	42,46	$1,000.10^{-17}$
β_2	0,1203	0,1207	1,679	$7,601.10^{-2}$
β'	0	0	0	0
γ	$1,000.10^{-17}$	$1,000.10^{-17}$	$1,000.10^{-17}$	$1,000.10^{-17}$
R ² (Concentração)	0,6957	0,6971	0,7894	0,5254
Adaptado de Gebhart				
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	$-3,894.10^{-4}$	$-3,776.10^{-4}$	$-6,100.10^{-3}$	$-3,046.10^{-4}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
Adaptado de Paretzky				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$3,810.10^{-3}$	$3,822.10^{-3}$	$1,669.10^{-2}$	$3,002.10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$1,000.10^{-17}$	$1,000.10^{-17}$	37,79	4,448
β_2	0,1168	0,1161	0,8921	$9,364.10^{-2}$
β'	0	0	0	0
γ	$1,000.10^{-17}$	$1,000.10^{-17}$	$1,000.10^{-17}$	$1,000.10^{-17}$
R ² (Concentração)	0,5923	0,5963	0,7038	0,4455

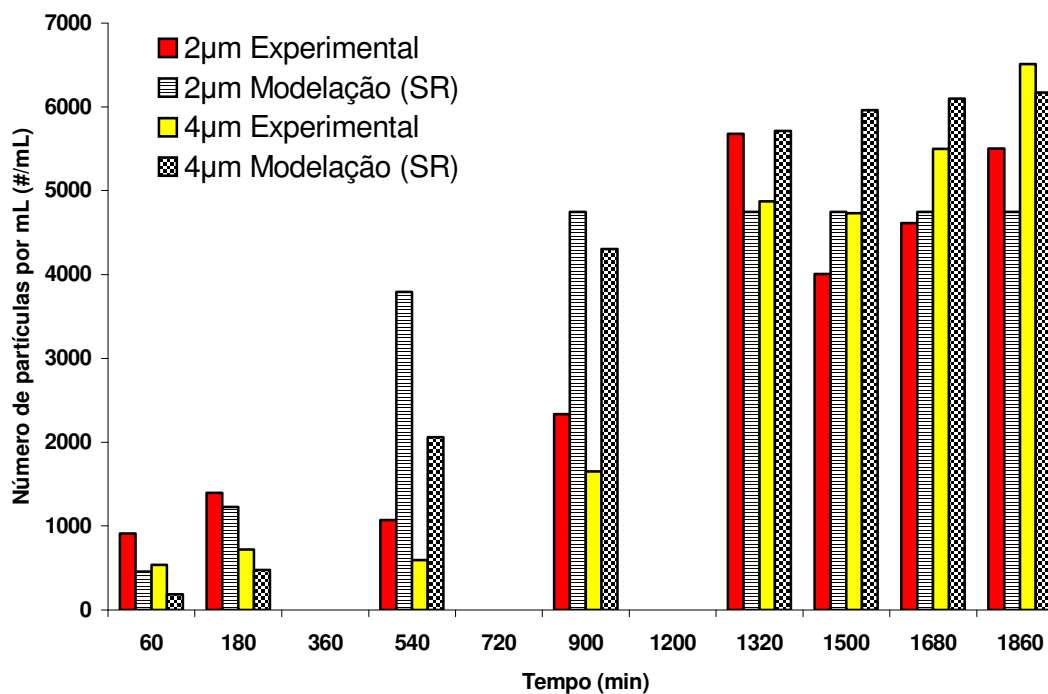


Figura 104: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C5 do Ensaio 4 – Tabela 36.

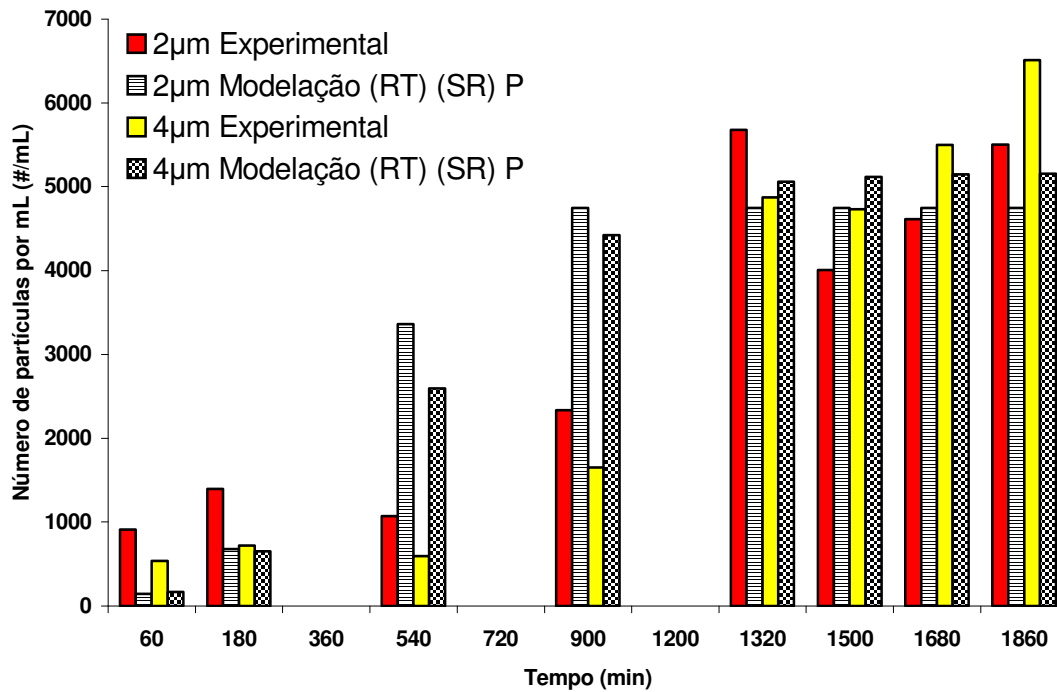


Figura 105: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do Modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C5 do Ensaio 4 – Tabela 36.

A Tabela 36 e as Figuras 104 e 105 apresentam os resultados das simulações para o modelo polidisperso com apenas dois diâmetros médios de partículas, a saber: 2 e 4µm. Os valores da simulação para o modelo polidisperso de remoção com o valor experimental de eficiência inicial de remoção de partículas de 2 e 4µm de diâmetro médio apresentam valores de R^2 de cerca de 62% e 73%, respectivamente.

Deve-se destacar o fato de que a modelação da camada C5 do ensaio 4 pelos valores de eficiência inicial de remoção calculados pelos modelos obteve baixos valores de R^2 . Apenas os resultados para o diâmetro médio de partícula de 4µm obtiveram valores de R^2 maiores que 70% em ambas as concepções, a desenvolvida neste trabalho e a adaptada de PARETSKY et al. (1971), conforme Tabela 36 e Figura 105.

Embora o maior valor de R^2 da Tabela 36 tenha sido obtido pela simulação com o modelo RT pela concepção desenvolvida por este trabalho (79%), o maior valor médio para os dois diâmetros de partícula foi obtida pelo mesmo modelo na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971).

6.4.2. Filtro Ascendente de Pedregulho (FAP)

6.4.1.1. Modelo Monodisperso

O valor de R^2 na modelação monodispersa da camada C2 do ensaio 10 para a eficiência inicial de remoção de partículas experimental atingiu cerca de 90% para valores sem restrição aos parâmetros do modelo, conforme Tabela 37. Observa-se que o valor do parâmetro de perda de carga apresentou valores da ordem de 10^6 .

Dos resultados das simulações com os valores calculados pelos modelos de eficiência inicial de remoção, a concepção desenvolvida por este trabalho obteve o valor máximo (85,5%) e também o mínimo (73%). Na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) todos os valores de R^2 mantiveram-se da ordem de 80%, conforme Tabela 36.

As Figuras 106 e 107 mostram os perfis de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração para valor de eficiência inicial de remoção experimental e calculado pelo modelo RT pela concepção desenvolvida por este trabalho, respectivamente.

Na modelação da camada C1 do ensaio 12, o valor de R^2 para a eficiência inicial de remoção experimental alcançou cerca de 98% para valores sem restrição aos parâmetros do modelo, conforme Tabela 38 e Figura 108.

Para as simulações com valores calculados pelos modelos de eficiência inicial de remoção de partículas foram obtidos valores ainda maiores de R^2 , em torno de 100%, como no caso do modelo RT nas duas concepções elencadas na Tabela 38.

A Figura 109 apresenta o perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração para valor de eficiência inicial de remoção calculado pelo modelo RT na concepção desenvolvida por este trabalho.

Ressalta-se o fato de que no ensaio 12 foram coletadas apenas quatro amostras para número de partículas por unidade de volume ao longo de todo o tempo (ciclo) de filtração, conforme expresso nos eixos das abscissas dos gráficos das Figuras 108 e 109 e Tabela 38.

O modelo TE nas duas concepções apresentadas na Tabela 38 não obtiveram valores coerentes para a modelação de remoção de partículas. Mais resultados da modelação de remoção de partículas pelo modelo monodisperso em outras camadas do FAP são apresentadas no APÊNDICE F – F2.

Tabela 37: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 10 – Camada C2.

Dados Experimentais e das Simulações				
Sistema de Filtração: II				
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 10; Camada do leito filtrante: C2 (Câmara 2)				
Valores experimentais de número de partículas por mL: Tabela B6.9 do APÊNDICE B				
Meio Poroso				
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,30 m				
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 15,9 mm; (mín) = 9,60 mm; Fator de Forma = 7,6				
Porosidade (f) = 0,40 (adimensional)				
Efluente e Condições Operacionais				
Fator de Forma (médio) = 12,3				
Taxa de Filtração (U) = 120 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹				
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 1800 min				
Média do número de partículas por unidade de volume na água de estudo (#.mL ⁻¹) (Água Tipo I) para o seguinte tamanho de partícula (diâmetro médio) (μm):				
5				
3783				
Parâmetros do Modelo				
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental (SR)				
$\eta_0\alpha_0$	3,101.10 ⁻²			
$\beta\eta_p\alpha_p$	1,000.10 ⁻¹⁷			
β_2 (s ⁻¹)	0,4901			
β'	2,380.10 ⁶			
R ²	0,8993			
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos				
Este autor				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	8,561.10 ⁻³	8,558.10 ⁻³	7,582.10 ⁻²	9,398.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	2478,0	2476,0	1,583.10 ⁴	2139,0
β_2	2,764	2,758	151,7	2,624
β'	2,801.10 ⁴	2,802.10 ⁴	2,616.10 ⁴	2,801.10 ⁴
R ² (Concentração)	0,8547	0,8547	0,7297	0,8549
Adaptado de Gebhart				
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	-1,813.10 ⁻³	-1,817.10 ⁻³	-1,802.10 ⁻²	-2,331.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
β'	–	–	–	–
R ² (Concentração)	–	–	–	–
Adaptado de Paretzky				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	5,025.10 ⁻³	5,022.10 ⁻³	4,045.10 ⁻²	6,581.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	5077,0	5089,0	1,000.10 ⁻¹⁷	3591,0
β_2	3,309	3,314	0,7726	3,067
β'	2,804.10 ⁴	2,804.10 ⁴	2,028.10 ⁴	2,804.10 ⁴
R ² (Concentração)	0,8542	0,8542	0,8216	0,8544

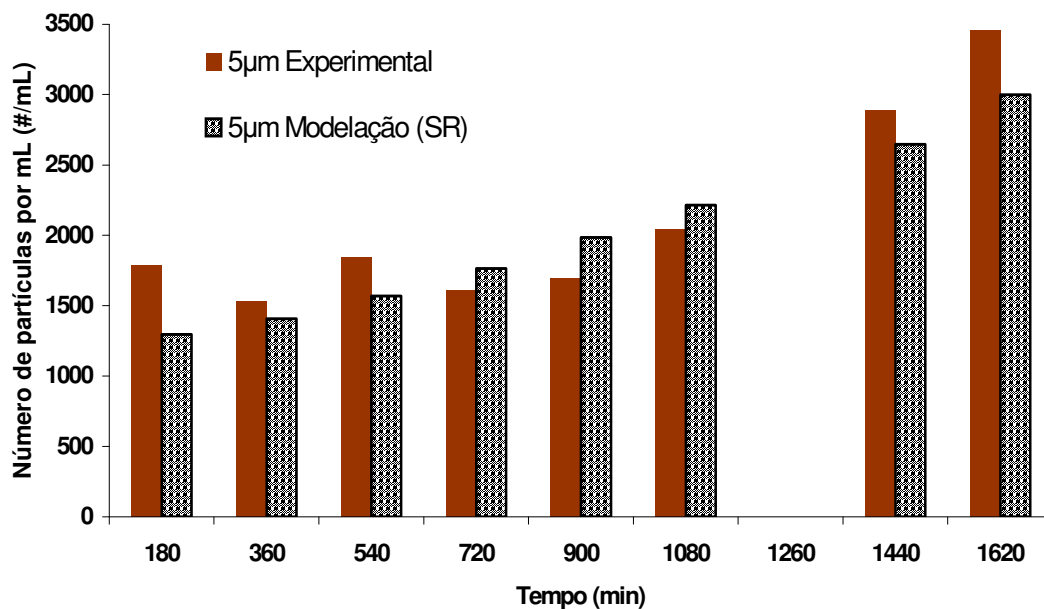


Figura 106: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C2 do Ensaio 10 – Tabela 37.

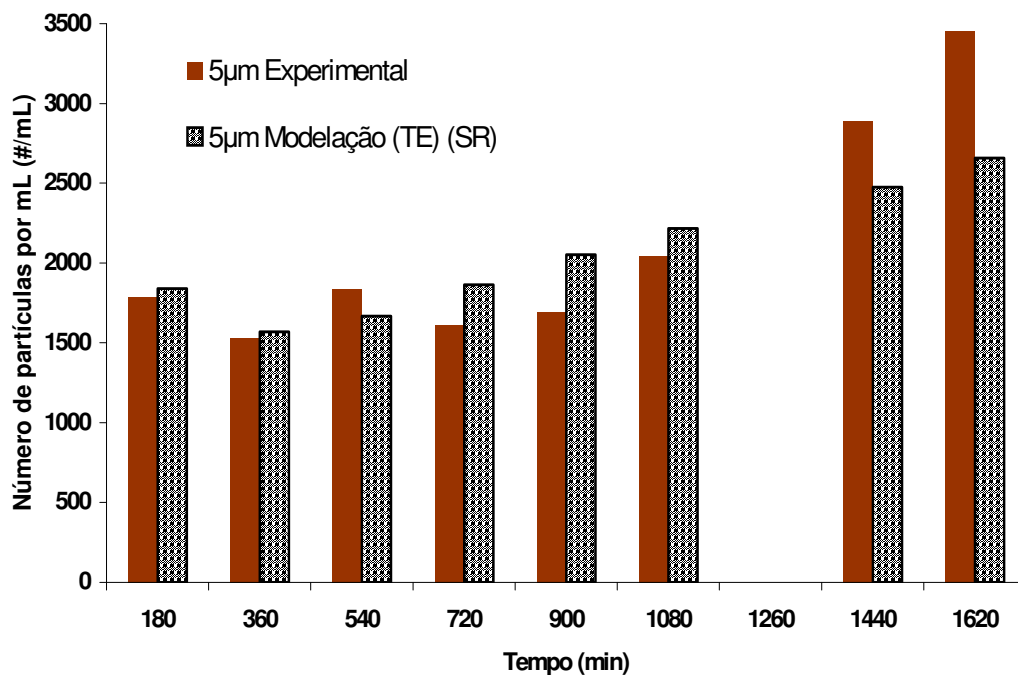


Figura 107: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do Modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C2 do Ensaio 10 – Tabela 37.

Tabela 38: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 12 – Camada C1.

Dados Experimentais e das Simulações				
Sistema de Filtração: II				
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 12; Camada do leito filtrante: C1				
Valores experimentais de número de partículas por mL: Tabela B7.4 do APÊNDICE B				
Meio Poroso				
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,20 m				
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 25,4 mm; (mín) = 15,9 mm; Fator de Forma = 7,5				
Porosidade (f) = 0,40 (adimensional)				
Efluente e Condições Operacionais				
Fator de Forma (médio) = 12,3				
Taxa de Filtração (U) = 180 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹				
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 720 min				
Média do número de partículas por unidade de volume na água de estudo (#.mL ⁻¹) (Água Tipo I) para o seguinte tamanho de partícula (diâmetro médio) (μm):				
4				
5153				
Parâmetros do Modelo				
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental (SR)				
$\eta_0\alpha_0$	8,766.10 ⁻²			
$\beta\eta_p\alpha_p$	3,927.10 ⁶			
β_2 (s ⁻¹)	86,79			
β'	3324,0			
R ²	0,9803			
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos				
Este autor				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	3,882.10 ⁻³	3,880.10 ⁻³	5,866.10 ⁻²	4,317.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	5,007.10 ⁴	5,018.10 ⁴	3625,0	3,334.10 ⁶
β_2	5,043	5,052	5,656	1314,0
β'	3533,0	3532,0	3154,0	1,000.10 ⁻¹⁷
R ² (Concentração)	0,9839	0,9841	0,9974	–
Adaptado de Gebhart				
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	-9,217.10 ⁻⁴	-9,241.10 ⁻⁴	-1,708.10 ⁻²	-1,309.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
β'	–	–	–	–
R ² (Concentração)	–	–	–	–
Adaptado de Paretzky				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	3,278.10 ⁻³	3,275.10 ⁻³	4,333.10 ⁻²	4,850.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	5,943.10 ⁴	5,935.10 ⁴	2781,0	2,271.10 ⁶
β_2	5,057	5,045	3,156	406,1
β'	3532,0	3534,0	3429,0	1639,0
R ² (Concentração)	0,9833	0,9833	0,9980	–

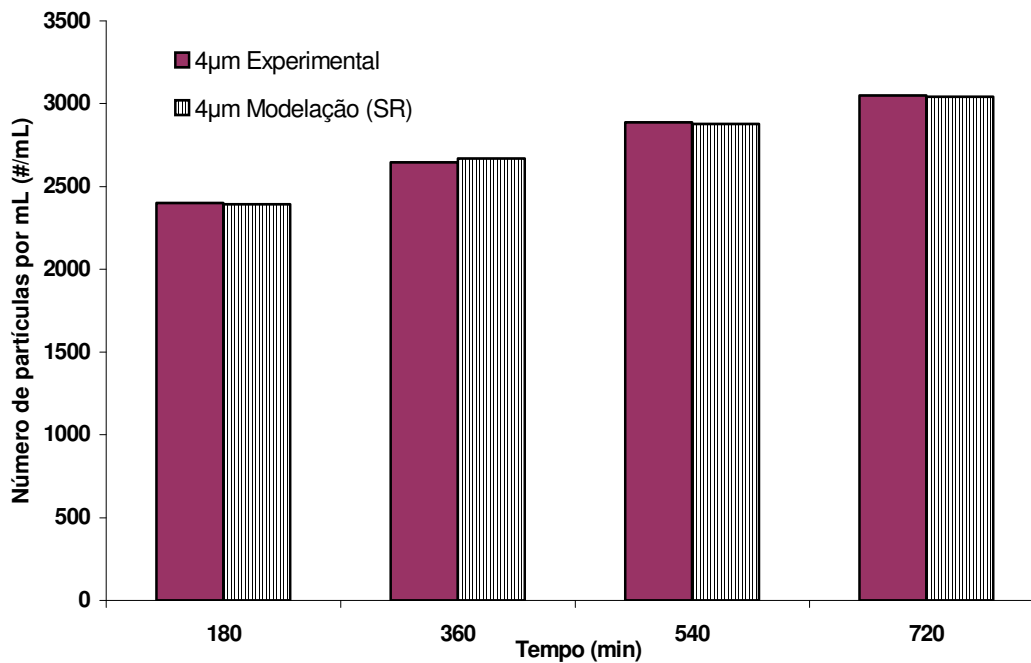


Figura 108: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C1 do Ensaio 12 – Tabela 38.

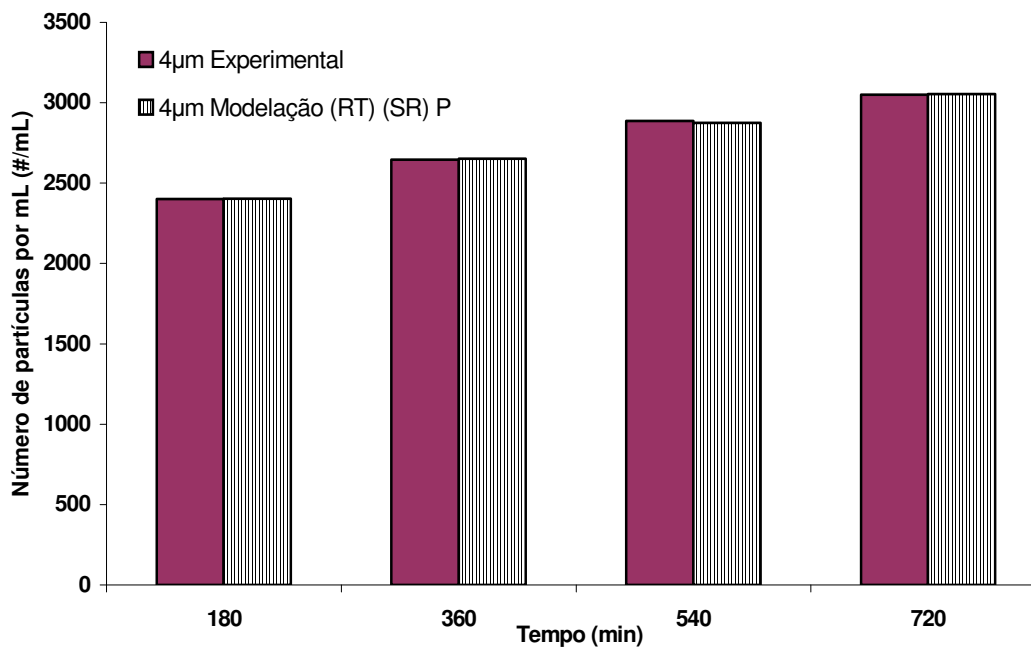


Figura 109: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do Modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C1 do Ensaio 12 – Tabela 38.

6.4.1.1. Modelo Polidisperso

A Tabela 39 apresenta os resultados das simulações aplicado à camada C4 do ensaio 14 do FAP. As Figuras 110 e 111 apresentam os perfis de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração para o modelo polidisperso, respectivamente, para eficiência inicial de remoção experimental e calculada pelo modelo LG na concepção deste trabalho.

O valor experimental de eficiência inicial de remoção aplicado ao modelo polidisperso de remoção de partículas não apresentou valores coerentes de R^2 para nenhum diâmetro de partícula (1,5, 2 e 3 μm) simulado, conforme Tabela 39 e Figura 110.

Pode-se observar, que igualmente nenhum dos modelos de eficiência inicial de remoção nas duas concepções simuladas apresentaram valores positivos de correlação entre os dados simulados e os dados experimentais.

Entretanto, pode-se observar, pelos gráficos das Figuras 110 e 111, que para os diâmetros de 2 e 3 μm , visualmente, a aderência aos dados experimentais parecem ser maiores que para o caso da partícula de diâmetro de 1,5 μm . Embora, mesmo para estes dois diâmetros o valor de R^2 também tenha sido negativo.

O mesmo fato ocorreu para a camada C3 do ensaio 12, conforme se pode observar na Tabela 40 e na Figura 112. Nesta camada utilizou-se o modelo polidisperso na remoção de partículas para dois diferentes diâmetros médios, a saber: 2 e 4 μm .

O valor experimental da eficiência inicial de remoção também não apresentou valor coerente de R^2 para nenhum diâmetro de partícula, conforme Tabela 40 e Figura 112.

Um outro aspecto interessante a ser destacado nas simulações polidispersas apresentadas nesta seção e na seção anterior é que muitos parâmetros do modelo assumiram valor nulo, como pode ser observado nas Tabelas 35, 36, 39 e 40.

Tanto os valores incoerentes do coeficiente de correlação múltipla na modelação da remoção de partículas pelo modelo polidisperso, como a repetida anulação de alguns valores dos parâmetros deste modelo pode ser observado também nas demais simulações elencadas no APÊNDICE F – F2.

Tabela 39: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 14 – Camada C4 (Partículas).

Dados Experimentais e das Simulações				
Sistema de Filtração: II				
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 14; Camada do leito filtrante: C4				
Valores experimentais de número de partículas por mL: Tabela B8.8 do APÊNDICE B				
Meio Poroso				
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,50 m e Porosidade (f) = 0,40 (adimensional)				
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 4,80 mm; (mín) = 2,40 mm; Fator de Forma = 7,7				
Efluente e Condições Operacionais				
Fator de Forma (médio) = 12,3				
Taxa de Filtração (U) = 180 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹				
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 360 min				
Média do número de partículas por unidade de volume na água de estudo (#.mL ⁻¹) (Água Tipo II) para os seguintes tamanhos de partículas (Diâmetro médio) (μ m):				
	1,5	2	3	
	3666	1665	1739	
Parâmetros do Modelo				
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental (SR)				
Tamanho de partícula (μ m):				
	1,5	2	3	
$\eta_0\alpha_0$	2,891.10 ⁻³	1,857.10 ⁻³	3,592.10 ⁻³	
$\beta\eta_p\alpha_p$	0,1790	0,6023	0,9749	
β_2 (s ⁻¹)	0	0	1,000	
β'		0		
γ		1,000		
R ²	–	–	–	
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos				
Tamanho de partícula (μ m): 1,5				
Este autor				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	7,975.10 ⁻⁴	7,826.10 ⁻⁴	2,017.10 ⁻²	5,755.10 ⁻⁴
$\beta\eta_p\alpha_p$	0,4790	0,4790	2,825.10 ⁻⁴	0,4790
β_2	0	0	0	0
β'	0	0	0	0
γ	2,459	2,436	21,96	2,279
R ² (Concentração)	–	–	–	–
Adaptado de Gebhart				
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	-6,965.10 ⁻⁵	-8,458.10 ⁻⁵	-6,226.10 ⁻³	-1,531.10 ⁻⁴
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
β'	–	–	–	–
Adaptado de Paretzky				
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	1,394.10 ⁻³	1,379.10 ⁻³	1,969.10 ⁻²	1,447.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	0,1790	0,1790	1,790.10 ⁻³	1,790.10 ⁻³
β_2	0	0	0	0
β'	0	0	0	0
γ	3,926	3,890	40,90	4,169
R ² (Concentração)	–	–	–	–

Continuação da Tabela 39: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 14 – Camada C4 (Partículas).

Tamanho de partícula (μm): 2				
	Este autor			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$1,216.10^{-3}$	$1,204.10^{-3}$	$2,486.10^{-2}$	$9,305.10^{-4}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$1,000.10^{-17}$	$1,000.10^{-18}$	33,34	$6,023.10^{-2}$
β_2	0	0	0	0
β'	0	0	0	0
γ	2,459	2,436	21,96	2,279
R ² (Concentração)	–	–	–	–
	Adaptado de Gebhart			
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	$-2,106.10^{-4}$	$-2,223.10^{-4}$	$-6,807.10^{-3}$	$-2,684.10^{-4}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
β'	–	–	–	–
γ	–	–	–	–
R ² (Concentração)	–	–	–	–
	Adaptado de Paretsky			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$1,779.10^{-3}$	$1,767.10^{-3}$	$2,024.10^{-2}$	$1,827.10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$1,000.10^{-17}$	$1,000.10^{-17}$	$1,070.10^{-2}$	$1,250.10^{-5}$
β_2	0	0	0	0
β'	0	0	0	0
γ	3,926	3,890	40,90	4,169
R ² (Concentração)	–	–	–	–
Tamanho de partícula (μm): 3				
	Este autor			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$2,401.10^{-3}$	$2,393.10^{-3}$	$3,342.10^{-2}$	$1,942.10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$1,784.10^{-6}$	$3,514.10^{-6}$	$1,000.10^{-17}$	3,017
β_2	2,459	2,436	21,96	2,279
β'	0	0	0	0
γ	2,459	0,2436	21,96	2,279
R ² (Concentração)	0,3983	0,4094	–	–
	Adaptado de Gebhart			
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	$-4,951.10^{-4}$	$-5,021.10^{-4}$	$-7,696.10^{-3}$	$-5,062.10^{-4}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
β'	–	–	–	–
γ	–	–	–	–
R ² (Concentração)	–	–	–	–
	Adaptado de Paretsky			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$2,581.10^{-3}$	$2,574.10^{-3}$	$2,105.10^{-2}$	$2,570.10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	$1,000.10^{-17}$	$1,000.10^{-17}$	3,474	$1,000.10^{-17}$
β_2	3,926	3,890	40,90	4,169
β'	0	0	0	0
γ	3,926	3,890	40,90	4,169
R ² (Concentração)	–	–	–	–

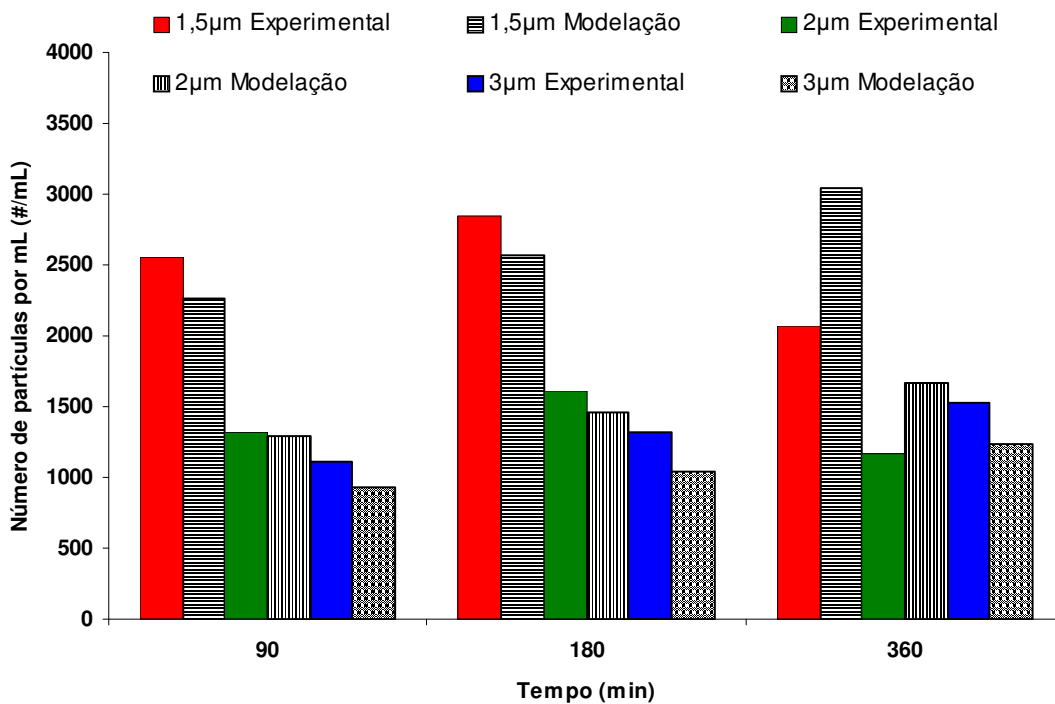


Figura 110: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C4 do Ensaio 14 – Tabela 39.

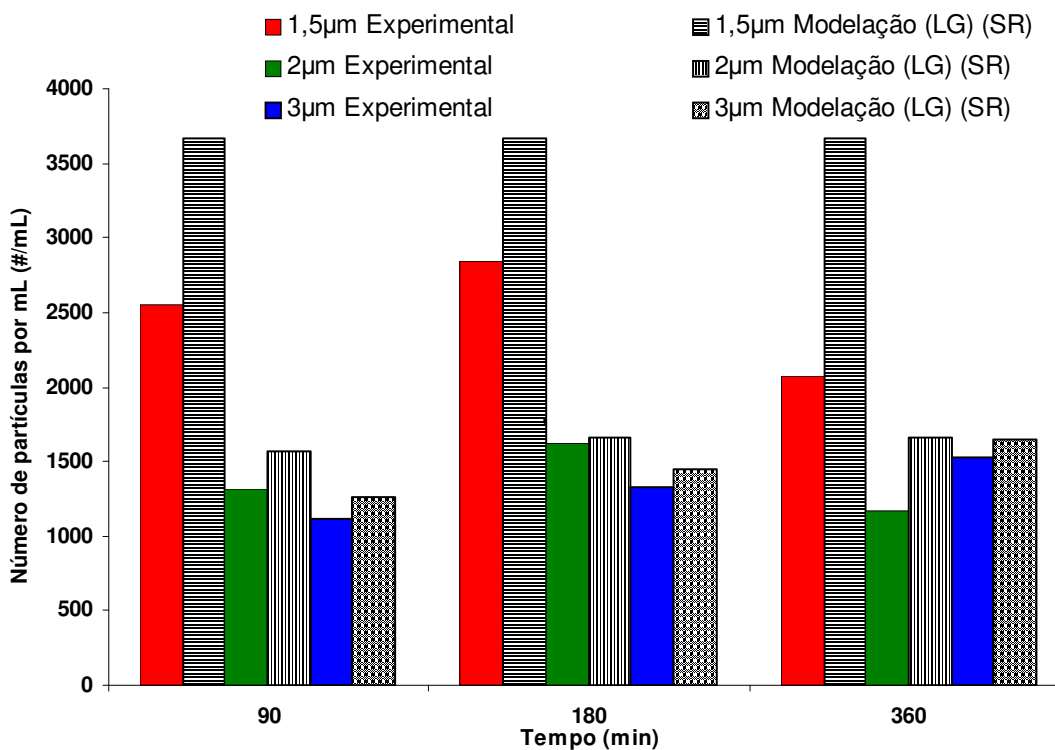


Figura 111: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração (uso do Modelo de eficiência inicial de remoção) – Camada C4 do Ensaio 14 – Tabela 39.

Tabela 40: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 12 – Camada C3.

Dados Experimentais e das Simulações				
Sistema de Filtração: II				
Carreira ou Ciclo de filtração: ensaio 12; Camada do leito filtrante: C3				
Valores experimentais de número de partículas por mL: Tabela B7.6 do APÊNDICE B				
Meio Poroso				
Profundidade ou espessura da camada (L) = 0,40 m				
Diâmetro do Coletor (d_c) (máx.) = 9,60 mm; (mín) = 4,80 mm; Fator de Forma = 7,6				
Porosidade (f) = 0,40 (adimensional)				
Efluente e Condições Operacionais				
Fator de Forma (médio) = 12,3				
Taxa de Filtração (U) = 180 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹				
Duração do ciclo ou carreira de filtração na modelação (t) = 720 min				
Média do número de partículas por unidade de volume na água de estudo (#.mL ⁻¹) (Água Tipo I)				
para os seguintes tamanhos de partícula (Diâmetro médio) (μm):				
	2		4	
	2329		5153	
Parâmetros do Modelo				
Para valor de $\eta_0\alpha_0$ experimental (SR)				
Tamanho de partícula (μm):				
	2		4	
$\eta_0\alpha_0$	1,107.10 ⁻²		4,610.10 ⁻³	
$\beta\eta_p\alpha_p$	5,043.10 ⁻³		5473,0	
β_2 (s ⁻¹)	0,3341		2,119	
β'	0		0	
γ	0,3341		0,3341	
R ²	-		-	
Para valores de $\eta_0\alpha_0$ dos modelos				
Tamanho de partícula (μm): 2				
	Este autor			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	1,152.10 ⁻³	1,144.10 ⁻³	2,853.10 ⁻²	9,919.10 ⁻⁴
$\beta\eta_p\alpha_p$	1,000.10 ⁻¹⁷	1,681.10 ⁴	2,466.10 ⁴	1,000.10 ⁻¹⁷
β_2	0,6010	7,232.10 ⁻²	0,1599	552,7
β'	0	0	0	0
γ	1,000.10 ⁻¹⁷	7,232.10 ⁻²	0,1599	552,7
R ² (Concentração)	-	-	-	-
	Adaptado de Gebhart			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	-2,745.10 ⁻⁴	-2,824.10 ⁻⁴	-9,090.10 ⁻³	-3,737.10 ⁻⁴
$\beta\eta_p\alpha_p$	-	-	-	-
β_2	-	-	-	-
β'	-	-	-	-
γ	-	-	-	-
	Adaptado de Paretzky			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	1,715.10 ⁻³	1,707.10 ⁻³	2,660.10 ⁻²	2,101.10 ⁻³
$\beta\eta_p\alpha_p$	1,068.10 ⁴	1,619.10 ⁴	1,000.10 ⁻¹⁷	670,1
β_2	4,509.10 ⁻²	0,3206	3,003	0,3916
β'	0	0	0	0
γ	4,509.10 ⁻²	0,3206	3,003	0,3916
R ² (Concentração)	-	-	-	-

Continuação da Tabela 40: Quadro resumo das simulações – Sistema 2 – Ensaio 12 – Camada C3.

Tamanho de partícula: 4 μm				
	Este autor			
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	$3,925 \cdot 10^{-3}$	$3,921 \cdot 10^{-3}$	$4,741 \cdot 10^{-2}$	$3,661 \cdot 10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	4473,0	2313,0	3100,0	$1,000 \cdot 10^{-17}$
β_2	1,295	0,5415	0,7340	$1,000 \cdot 10^{-17}$
β'	0	0	0	0
γ	$1,000 \cdot 10^{-17}$	$7,232 \cdot 10^{-2}$	0,1599	552,7
R ² (Concentração)	–	–	–	–
	Adaptado de Gebhart			
	YH	LG	RT (SR)	TE
$\eta_0\alpha_0$	$-8,788 \cdot 10^{-4}$	$-8,826 \cdot 10^{-4}$	$-1,116 \cdot 10^{-2}$	$-9,824 \cdot 10^{-4}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	–	–	–	–
β_2	–	–	–	–
β'	–	–	–	–
γ	–	–	–	–
R ² (Concentração)	–	–	–	–
	Adaptado de Paretzky			
	YH (SR)	LG (SR)	RT (SR)	TE (SR)
$\eta_0\alpha_0$	$3,321 \cdot 10^{-3}$	$3,317 \cdot 10^{-3}$	$2,847 \cdot 10^{-2}$	$3,801 \cdot 10^{-3}$
$\beta\eta_p\alpha_p$	2954,0	5063,0	$1,000 \cdot 10^{-7}$	3301,0
β_2	0,5836	1,208	$1,000 \cdot 10^{-17}$	0,8385
β'	0	0	0	0
γ	$4,509 \cdot 10^{-2}$	0,3206	3,003	0,3916
R ² (Concentração)	–	–	–	–

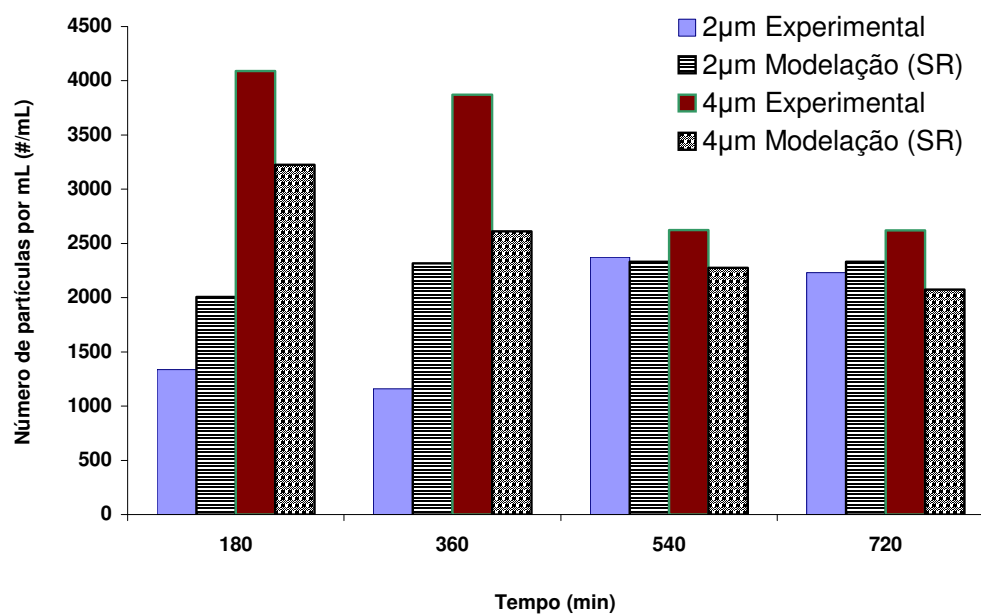


Figura 112: Perfil de remoção de partículas ao longo do tempo de filtração – Camada C3 do Ensaio 12 – Tabela 40.

6.5. Resumo Geral da Modelação para Partículas

Em geral, os resultados apresentados e discutidos na seção 6.4 ensejam os seguintes aspectos principais:

- Tanto para o FAAG como para o FAP, o modelo monodisperso de remoção de partículas obteve valores significativos dos coeficientes de correlação múltipla para muitas camadas simuladas na seção 6.4 e no APÊNDICE F;
- De forma geral, o modelo monodisperso de remoção de partículas simulado com valores experimentais de eficiência inicial de remoção apresentou valores gerais de R^2 muito próximos dos valores obtidos pelos modelos de cálculo;
- Os valores de eficiência inicial de remoção calculados pela concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) e a desenvolvida neste trabalho obtiveram valores de R^2 similares;
- O modelo polidisperso não obteve valores expressivos de R^2 para a modelação da remoção de partículas, sobretudo nas camadas do FAP;
- O modelo polidisperso não apresentou valores de R^2 coerentes ou expressivos, tanto para valores de eficiência inicial de remoção de partículas obtidos pelos dados experimentais, como pelos modelos calculados pelas duas concepções analisadas na seção 6.4.

Embora ambas as concepções de eficiência inicial de remoção utilizadas neste capítulo tenham obtido valores expressivos de R^2 para o caso das simulações para escoamento ascendente, seria elucidativa uma comparação com os valores preconizados pelos modelos originais de eficiência de remoção para escoamento descendente (Tabela 4). Na última seção deste capítulo será analisado um exemplo no contexto supracitado.

6.6. Considerações Finais

A Tabela 41 mostra o resumo de um exemplo de aplicação do cálculo da eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente em comparação com os modelos para escoamento descendente, bem como os dados do meio poroso e as condições operacionais de um dos ensaios experimentais para a camada de filtração C6.

Tabela 41: Quadro comparativo entre os modelos de eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente e descendente – exemplo da camada C6 do FAAG no Ensaio 2.

Dados do Meio Poroso e Condições Operacionais			
Espessura da camada (L) = 0,14 m; $U = 16,67 \text{ cm.min}^{-1}$; d_c (médio) = 1,3 mm; $d_p = 2,1 \text{ }\mu\text{m}$; $\rho_p = 2600,00 \text{ kg.m}^{-3}$; $f = 0,39$; $\rho_f = 997,048 \text{ kg.m}^{-3}$; $H = 4,7 \cdot 10^{-20} \text{ J}$; $k = 1,3805 \cdot 10^{-23} \text{ J/K}$; $g = 9,81 \text{ m.s}^{-2}$; μ para $T_{298 \text{ K}} = 8,94 \cdot 10^{-4} \text{ kg.m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$; $T = 298 \text{ K}$			
Valor médio de $\eta_0 \alpha_0$ experimental:			
$6,712 \cdot 10^{-3}$			
Valores de $\eta_0 \alpha_0$ dos modelos:			
Escoamento descendente (Tabela4):			
YH	LG	RT	TE
$1,930 \cdot 10^{-3}$	$1,920 \cdot 10^{-3}$	$7,071 \cdot 10^{-2}$	$1,159 \cdot 10^{-3}$
Escoamento ascendente (Tabela 14) – Concepção proposta por este trabalho:			
YH	LG	RT	TE
$1,268 \cdot 10^{-3}$	$1,258 \cdot 10^{-3}$	$1,968 \cdot 10^{-2}$	$8,462 \cdot 10^{-4}$
Porcentagem de redução em relação aos modelos para escoamento descendente (%)			
34,30	34,48	72,17	26,99
Escoamento ascendente (Tabela 15) – Concepção adaptada de Gebhart:			
YH	LG	RT	TE
$7,717 \cdot 10^{-5}$	$6,692 \cdot 10^{-5}$	$(- 4,076 \cdot 10^{-3})$	$4,466 \cdot 10^{-5}$
Porcentagem de redução em relação aos modelos para escoamento descendente (%)			
96,00	96,51	–	96,15
Escoamento ascendente (Tabela 16) – Concepção adaptada de Paretzky:			
YH	LG	RT	TE
$1,856 \cdot 10^{-3}$	$1,845 \cdot 10^{-3}$	$1,362 \cdot 10^{-2}$	$1,479 \cdot 10^{-3}$
Porcentagem de redução em relação aos modelos para escoamento descendente (%)			
3,83	3,91	80,74	-27,61 (maior)

Observa-se que os valores dos modelos de eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente são, em média, cerca de 42% menores que os calculados pelos modelos para escoamento descendente. Deve-se atentar ao fato de que seu desvio padrão é de 17,7% do valor da média.

Os valores de eficiência inicial de remoção calculados pelos modelos para escoamento ascendente pela concepção adaptada de GEBHART et al. (1973) são, em média, cerca de 95,9% menores que os modelos de eficiência inicial de remoção para escoamento descendente. Seu desvio padrão é de apenas 0,21% do valor de sua média. Para este tamanho de partícula, a concepção adaptada de GEBHART et al. (1973) não se coaduna com os valores dos dados experimentais obtidos neste trabalho, que é de cerca de 33% em média, menor que os valores para escoamento descendente.

Os modelos para escoamento ascendente pela concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) são, em média, cerca de 15,2% menores que os modelos de eficiência inicial de remoção para escoamento descendente e seu desvio padrão é de 40% do valor desta média. Para este tamanho de partícula, os modelos oriundos da concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) apresentam um valor bastante alto para o desvio padrão que é mais que o dobro da média.

Deve-se notar que até mesmo um valor maior que o seu respectivo modelo descendente foi obtido pelo modelo TE na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971).

Tal fato não é apoiado pelos dados experimentais e não se coaduna com a redução no valor da parcela de eficiência do mecanismo de sedimentação da partícula que sofre a ação (gravitacional) do sentido ascendente do escoamento, conforme observado nas seções 4.4.3 e 5.7.

Esta incoerência fora prevista na seção 5.7, na análise da Figura 50, que apresenta uma comparação entre a eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) em função da variação do número gravitacional (N_G) para escoamento descendente e ascendente, na concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971).

Os modelos para escoamento ascendente pela concepção proposta por este trabalho são, em média, cerca de 14% menores que o valor experimental da eficiência inicial de remoção, ao passo que a concepção adaptada de GEBHART et al. (1973) foi de cerca de 99% e a concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971) foi de cerca de 30%, em média.

7. CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado concluiu-se:

- 1) Sobre a modelação monodispersa de remoção de turbidez em termos de concentração de SST em massa por volume:
 - a) Filtro Ascendente de Areia Grossa – FAAG:
 - i) Para os valores experimentais de eficiência inicial de remoção o modelo obteve um razoável valor médio do coeficiente de correlação múltipla, em uma faixa de valores compreendida entre 73 e 94%, considerando-se o desvio padrão, conforme observado na Tabela 31;
 - ii) Para valores experimentais de eficiência inicial de remoção o modelo de perda de carga obteve bom desempenho com um valor médio em uma faixa de valores compreendida entre 86 e 99% do coeficiente de correlação múltipla, considerando-se o desvio padrão, conforme Tabela 31;
 - iii) Estes fatos mostram que a opção pela equação de Ergun no Regime de Forchheimer para a perda de carga mostrou-se adequada ao modelo proposto;
 - iv) A modelação com base nos valores de eficiência inicial de remoção, calculados pelos quatro modelos, obteve valores de correlação próximos daqueles obtidos pelos valores experimentais, tanto para concentração como para perda de carga, conforme Tabela 31;
 - v) O modelo apresenta dificuldades para aderir aos dados experimentais quando a curva necessite uma conformação que inclua acentuados pontos de inflexão ou mudança de declividade, como pode ser visto nas Figuras 74 e 75. Este fato também ocorreu na modelação para o FAP (Figuras 86 e 87);

- vi) Uma limitação de todos os modelos é a impossibilidade de permitir valores de concentração remanescente superior ao valor da unidade, como pode ser observado nos exemplos das Figuras E1.1 a E1.4 do APÊNDICE E;
 - vii) A concentração remanescente superior à unidade parece indicar a ocorrência do efeito “avalanche” que costuma ocorrer próximo e durante o período de transpasse no ciclo de filtração, que também ocorre no modelo de remoção de partículas.
- b) Filtro Ascendente de Pedregulho – FAP:
- i) Os resultados para os valores experimentais de eficiência inicial de remoção em uma ampla faixa de valores do coeficiente de correlação múltipla, entre 40 e 98% (Tabela 32), considerando-se o desvio padrão, indicam uma menor adequação do modelo em relação aos resultados obtidos pelo FAAG na remoção de SST;
 - ii) Para valores experimentais de eficiência inicial de remoção o modelo de perda de carga obteve bom desempenho (menor do que aquele obtido pelo FAAG), com um valor médio em uma faixa entre 63 a 100% do coeficiente de correlação múltipla (Tabela 32), considerando-se o desvio padrão;
 - iii) Este fato mostra que a opção pela equação de Ergun no Regime de Forchheimer para a perda de carga também se mostrou adequada;
 - iv) A modelação com base nos valores de eficiência inicial de remoção, calculados pelos quatro modelos, conduziu a um grau de correlação, a exemplo do que ocorreu com o FAAG, próximo àquele obtido com os valores experimentais de eficiência inicial de remoção, tanto para concentração como para perda de carga, conforme Tabela 32.
- 2) Sobre a modelação mono e polidispersa de remoção de partículas para o Filtro Ascendente de Areia Grossa (FAAG) e para o Filtro Ascendente de Pedregulho (FAP):
- i) Os valores do coeficiente de correlação não linear obtidos para a eficiência inicial de remoção experimental apresentaram uma variação expressiva. Em muitos casos os valores obtidos mostraram-se adequados, embora tenha apresentado valores de R^2 menores que os do modelo aplicado à remoção de turbidez;

- ii) A modelação polidispersa para a remoção de partículas, entretanto, não apresentou a mesma adequação obtida pelo modelo monodisperso, conforme se observa nos valores dos coeficientes de correlação múltipla das tabelas da seção 6.4;
 - iii) Obviamente, a ampla oscilação dos valores do número de partículas por unidade de volume ao longo do tempo (carreira) de filtração, observada em praticamente todas as camadas do meio filtrante (APÊNDICE B), concorreu para esta baixa adequação do modelo polidisperso e para a redução dos valores de R^2 no modelo monodisperso aplicado à remoção de partículas;
 - iv) A utilização do modelo polidisperso, para um número maior do que três diâmetros diferentes de partículas, mostrou-se praticamente inviável. Alguns exemplos para três diâmetros diferentes de partículas apresentados no capítulo anterior e no APÊNDICE F corroboraram este fato;
 - v) Os modelos para remoção de partículas, praticamente, exigiram a eliminação das restrições aos parâmetros dos respectivos modelos em muitos casos – restrições apresentadas nas seções 4.8.2 a 4.8.5;
 - vi) Embora a forma das funções descritas pelos perfis de modelação, bem como o grau de eficiência máxima de remoção entre todos os ensaios apresentados no capítulo seis, tenham variado bastante não é possível inferir qualquer relação entre a ordem de grandeza dos coeficientes de correlação múltipla e a taxa de filtração ou demais condições operacionais ou do efluente.
- 3) Sobre as propostas de cálculo para a eficiência inicial de remoção na filtração direta ascendente:
- a) Concepção adaptada de GEBHART et al. (1973):
 - i) Os quatro modelos de eficiência inicial de remoção mostraram-se inadequados para a filtração ascendente em areia grossa e pedregulho;
 - ii) É baseada no conceito da redução do valor da parcela de eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) no cálculo da eficiência inicial global para o caso da filtração em escoamento ascendente;
 - iii) Os resultados apresentaram valores negativos de eficiência inicial para todas as camadas do meio filtrante e para todas as taxas de filtração apresentadas no capítulo seis, impossibilitando a modelação a partir de seus valores;

- iv) Excetuam-se os valores advindos do meio filtrante e taxas de filtração para os experimentos em escala de bancada, utilizados na calibração dos modelos monodisperso de turbidez e de partículas, mencionados na seção 5.9 e do exemplo elencado na Tabela 41.
- b) Concepção adaptada de PARETSKY et al. (1971):
- i) A modelação pelos quatro modelos indica razoável adequação, tanto para concentração de SST (turbidez) e partículas como para perda de carga, conforme Tabelas 31 e 32 e seção 6.4;
 - ii) É baseada no conceito da redução do valor da parcela de eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) no cálculo da eficiência inicial global para o caso da filtração em escoamento ascendente;
 - iii) Pode, em alguns casos, conduzir a valores incoerentes e/ou inconsistentes, para uma faixa de valores do número gravitacional (N_G) comumente encontrados em filtração de água em meios porosos, conforme Tabela 41.
- c) Concepção proposta por este trabalho:
- i) A modelação pelos quatro modelos indica razoável adequação, tanto para concentração de SST (turbidez) e partículas como para perda de carga, conforme Tabelas 31 e 32 e seção 6.4;
 - ii) É baseada no conceito da redução do valor da parcela de eficiência por sedimentação gravitacional (η_G) no cálculo da eficiência inicial global para o caso da filtração em escoamento ascendente;
 - iii) Tanto para as camadas do FAAG como para o FAP, apresenta redução coerente e consistente no valor da parcela de eficiência devida à sedimentação gravitacional para uma ampla faixa de valores do Número gravitacional (N_G) e que são utilizados em filtração de água para fins de abastecimento;
 - iv) Preserva as particularidades dos modelos para o cálculo da eficiência inicial total de remoção de partículas e não conduz a valores incoerentes, em relação às demais concepções adaptadas e utilizadas neste trabalho, conforme exemplo comparativo da Tabela 41;
 - v) Não foi possível recomendar expressamente a adoção de algum modelo de cálculo da eficiência inicial de remoção em particular como o mais adequado para a filtração direta ascendente, com base nos resultados ora apresentados.

8. RECOMENDAÇÕES

São estas as recomendações preconizadas por este trabalho:

- A modelação pelo uso de RNA (Rede Neural Artificial) para o modelo polidisperso na remoção de partículas como alternativa na descrição da fenomenologia da filtração de soluções polidispersas, por exemplo, como a água de estudo oriunda do sobrenadante de uma solução de caulinita, tal qual a utilizada neste trabalho.
- Redes neurais adaptativas podem descrever a ampla oscilação dos valores do número de partículas por unidade de volume ao longo do tempo (carreira) de filtração observada nas camadas do meio filtrante para este tipo de solução.
- A utilização de ferramenta CFD (*Computational Fluid Dynamics*) para modelação e verificação da eficiência inicial de remoção em diversas configurações (arranjos) espaciais de uma malha de coletores.
- Alteração do modelo para a introdução do efeito “avalanche” na remoção de massa e/ou partículas, não apenas para dirimir a limitação do modelo que não permite valor de concentração remanescente superior a unidade, mas também para descrever possíveis “pulsos” de desprendimento de flocos (massa) entre camadas contíguas do meio filtrante, como os que parecem ter sido observados nos experimentos realizados neste trabalho.

- Proceder a uma investigação experimental de filtração direta ascendente e descendente para uma ampla faixa de valores de tamanho de partículas, de granulometria (meio filtrante) e de taxas de filtração que abarquem a variedade observada em filtração para fins de obtenção de água para o abastecimento. Posteriormente, obter um modelo de eficiência inicial de remoção para escoamento ascendente que possa ser utilizado de forma generalizada.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADIN A.; REBHUN, M. (1977). A Model to Predict Concentration and Head-Loss Profiles in Filtration, *Journal AWWA*, v.8, p.444-52.

ADIN A.; REBHUN, M. (1987). Deep Bed Filtration: Accumulation-Detachment Model Parameters. *Chemical Engineering Science*, v.42, n.5, p.1213-19.

AMIRTHARAJAH, A. (1988). Some Theoretical and Conceptual Views of Filtration. *Journal AWWA*, v.80, n. 12, p.36– 5.

AMIRTHARAJAH, A. RAVEENDRAN, P. (1993). Detachment of Colloids from Sediments and Sand Grains. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v.73, p.221– 27.

BAI, R.; TIEN, C. (1996). A New Correlation for the Initial Filter Coefficient Under Unfavorable Surface Interactions. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.179, p. 631-34.

BAI, R.; TIEN, C. (1997). Particle Detachment in Deep Bed Filtration. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 186, p.307-17.

BAI, R.; TIEN, C. (1999). Particle Deposition Under Unfavorable Surface Interactions. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.218, p.488-99.

BAI, R.; TIEN, C. (2000). Transient Behavior of Particle Deposition in Granular Media Under Various Surface Interactions. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 165, p. 95-114.

BAYLEY, R. G. W.; GRANT, J.; WINDLE, A. J.; SHURROCK, J.; CHIPPS, M. J. (2001). The Use of Supplementary Coagulant to Reduce Rapid Gravity Filtrate Turbidity on a Full Scale Operational Water Treatment Works. In: ADVANCES IN RAPID GRANULAR FILTRATION IN WATER TREATMENT – INTERNATIONAL CONFERENCE. 2001, London UK. Anais of the Advances in Rapid Granular Filtration in Water Treatment – International Conference, London. p.209-18.

BEAR, J. (1972). Dynamics of Fluids in Porous Media. American Elsevier Publications: New York.

BENINI, B. D. S. (2003). *Remoção de substâncias húmicas na dupla filtração com filtro ascendente de pedregulho*. São Carlos, 2003. 147 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

BERGENDAHL, J.A.; GRASSO, D. (2000). Prediction of Colloid Detachment in a Model Porous Media: Hydrodynamics. *Chemical Engineering Science*, v.55, p.1523-32.

BERKA, M.; RICE, J. A. (2004). Absolute Aggregation Rate Constants in Aggregation of Kaolinite Measured by Simultaneous Static and Dynamic Light Scattering. *Langmuir*, v.20, p. 6152-7.

BIRDI, K. S. (1997). *Handbook of surface and colloid chemistry*. Boca Raton: CRC Press LLC.

BOLLER, M.A.; KAVANAUGH, M.C. (1995). Particle Characteristics and Head Loss Increase in Granular Media Filtration. *Water Research*, n.4, p.1139-49.

BRASIL. Leis, etc. (2004). Ministério da Saúde. Portaria nº. 518 de 25 de Março de 2004. Estabelece os Procedimentos e Responsabilidades Relativas ao Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade.

CASTILLA MIRANDA, S. J. (1997). *Influência da mistura dos grãos de areia no desempenho da filtração direta ascendente*. São Carlos. 154 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CFX. (2004) CFX[®] 10 Solver Theory. *Ansys Canada Ltda*, Waterloo, Ontario, Canada. 250 p.

CHANG, YOU-IM; CHEN, SHAN-CHIH; LEE, E. (2003). Prediction of Brownian particle deposition in porous media using the constricted tube model. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.266, p.48-59.

CLAESSON, P.M.; CHRISTENSON, H.K. (1988). Very Long Range Attraction Between Uncharged Hydrocarbon and Fluorocarbon Surfaces in Water. *Journal of Physical Chemistry*, v.92, pp.1650-55.

CRUZ VELEZ, C. H. (1993). *Filtração direta ascendente com alta taxa*. São Carlos. 220 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CUSHING, R.S.; LAWLER, D.F. (1998). Depth Filtration: Fundamental Investigation Through Three-Dimensional Trajectory Analysis. *Environmental Science and Technology*, v.32, p.3793-801.

DARBY, J.L.; LAWLER, D.F. (1990). Ripening in Depth Filtration: Effect of Particle Size on Removal and Head Loss. *Environmental Science and Technology*, v.24, n.7, p.1069-78.

DARBY, J.L.; ATTANASIO, R.E.; LAWLER, D.F. (1992). Filtration of Heterodisperse Suspensions: Modeling of Particle Removal and Head Loss. *Water Research*, v.26, n.6, p.711-36.

DE PAULA (2003), D. *Avaliação da Dupla Filtração para Tratamento de Água de Superficial utilizando Filtro Ascendente de Areia Grossa*. São Carlos, 2003. 117 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

DHARMAPPA, H.B.; VERINK, J.; FUJIWARA, O.; VIGNESWARAN, S. (1992). Optimization of Granular Bed Filtration Treating Polydispersed Suspension. *Water Research*, v.26, n.10, p. 1307-78.

DHARMAPPA, H.B.; VIGNESWARAN, S.; VERINK, J.; FUJIWARA, O. (1994a). Water-Treatment System Design For Turbidity Removal. I: simulation. *Journal of Environmental Engineering*, v.120, n.4, p. 900 - 20.

DHARMAPPA, H.B.; VIGNESWARAN, S.; VERINK, J.; FUJIWARA, O. (1994b). Water-Treatment System Design For Turbidity Removal. II: Optimization. *Journal of Environmental Engineering*, v.120, n.4, p. 920 – 42.

DHARMAPPA, H.B.; PRASANTHI, H., KRISHNA, M.U.; XIAO, Y. (1997). Estimation of Empirical Coefficients of a Granular Filtration Model. *Water Research*, v. 31, n.5, p. 1083-91.

DHARMAPPA, H.B. (2000). Software cedido em comunicação pessoal à Sabine Leveau.

DI BERNARDO, A. (2002) Comparação da Eficiência de Remoção de Partículas na Filtração Direta Ascendente e Descendente. XXVIII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, Cancun, 2002 *Anais*.

DI BERNARDO, A. (2004). *Desempenho de Sistemas de Dupla Filtração no tratamento de água com Turbidez Elevada*. São Carlos. 269 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

DI BERNARDO, L. (2002). *Apostila da Disciplina de Tratamento de águas de Abastecimento, Departamento de Hidráulica e Saneamento*. Escola de Engenharia de São Carlos, EESC-USP.

DI BERNARDO, L. (2003). *Filtração Direta Ascendente e Descendente*. Material didático da disciplina Tecnologias apropriadas para Tratamento de Água de Abastecimento, Prof. Luiz Di Bernardo, mar. 2003.

DI BERNARDO, L. (2003b). *Tratamento de água para abastecimento por Filtração Direta*. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, RiMA.

DI BERNARDO, L., BOTARI, A. SABOGAL-PAZ, L. P. (2005). Uso de Modelação Matemática para Projeto de Câmaras Mecanizadas de Floculação em Série em Estações de Tratamento de Água.. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 1, p. 82-90.

DRAPER, N. R.; SMITH, H. (1981). *Applied Regression Analysis*. New York: John Wiley & Sons.

ELIMELECH, M.; O'MELIA, C.R. (1990a). Kinetics of Deposition of Colloidal Particles in Porous Media. *Environmental Science and Technology*, v.24, n.10, p.1528-36.

ELIMELECH, M.; O'MELIA, C.R. (1990b). Effect of Electrolyte Type on the electrophoretic Mobility of Polystyrene Latex Colloids. *Colloids and Surfaces*, v.44, p.165-78.

ELIMELECH, M. (1992). Predicting Collision Efficiencies of Colloidal Particles in Porous Media. *Water Research*, v.26, n.1, p.1-8.

ERGUN, S. (1952). Fluid Flow Trough Packed Columns. *Chemical Engineering Progress*, v.42, n.2, p.89-94.

EVANS, D. F.; WENNERSTRÖM, H. (1994). *The Colloidal Domain: where Physics, Chemistry, Biology and Technology Meet*. New York: VHC Publishers.

FAIR, M. G., GEYER, J. C., OKUN, D. A. (1971). *Elements of Water Supply and Disposal*. New York: John Wiley and Sons.

FERNANDES, L.C. (1987). Influência das características da camada suporte e dos métodos de descargas de fundo intermediárias no desempenho de sistemas de filtração direta ascendente. São Carlos. 297p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

FORTUNA, A. O. (2000). *Técnicas Computacionais para Dinâmicas dos Fluidos: Conceitos Básicos e Aplicações*. São Paulo, EDUSP. 432p.

GASTALDINI, M. C. C. (1990). *Filtração Rápida em Meios Estratificados: Modelação e Análise Econômica e Operacional*. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

GEBHART, J.; ROTH, C.; STAHLHOFEN, W. (1973). Filtration Properties of Glass Bead Media for Aerosol Particles in the 0,1 – 2 μm Size Range. *Aerosol Science*, v.4, p.355-71.

GRAHAM, N.J.D. (1988). Filter Pore Flocculation as a Mechanism in Rapid Filtration. *Water Research*, v.22, n.10, p.1229-38.

GUSMÃO, P. T. R. (2001). *Utilização de Filtração direta ascendente como pré-tratamento para tratamento de água de abastecimento*. São Carlos. 335 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

HIRTZEL, C.S.; RAJAGOPALAN, R. (1985). *Colloidal Phenomena*. New Jersey: Noyes Publications.

HORNER, R.M.W.; JARVIS, R.J.; MACKIE, R.I. (1986). Deep Bed Filtration: A New look at the Basic Equations. *Water Research*, v.20, p.215-20.

HUNT, J.R.; HWANG, B.; McDOWELL-BOYER, L.M. (1993). Solids Accumulation during Deep Bed Filtration. *Environmental Science and Technology*, v.27, p. 1099-107.

ISAAC, R. L (1997). *Influência da disposição inicial dos grãos de areia na eficiência da filtração direta ascendente*. São Carlos. 74 p. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

IVES, K.J. (1970). Rapid Filtration. *Water Research*, v.4, p.201-23.

IVES, K.J. (1989). Filtration Studied With Endoscopes. *Water Research*, v. 23, n.7, p.861-66.

ISRAELACHVILI, J.; PASHLEY, R. (1982). The Hydrophobic Interaction is Long Range Decaying Exponentially with Distance. *Nature*, v.300, n.25, p.341-44.

ISRAELACHVILI, J.; WENNERSTROM, H. (1996). Role of Hydration and Water Structure in Biological and Colloidal Interactions. *Nature*, v.379, n.18, p. 219-25.

IWASAKI, T. (1937). Some notes on Sand Filtration. *Journal AWWA*, n.29, p.1591.

JEGATHEESAN, V.; VIGNESWARAN, S. (2000). Transient Stage Deposition of Submicron Particles in Deep Bed Filtration Under Unfavorable Conditions. *Water Research*, v.4, n.7, p.2119-131.

KUESTER, J. L. (1973). *Optimization Techniques with Fortran*. New York: McGraw-Hill.

KURODA, E. K. (2002). *Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração*. São Carlos, 2002. 238 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

KURODA, E. K. (2006). *Remoção de Células e Subprodutos de Microcystis spp. por Dupla Filtração, Oxidação e Adsorção*. São Carlos, 2006. 217 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

LANG, J. S.; GIRON, J. J.; HANSEN, A. T.; TRUSSEL, R. R.; HODGES JR., W. E. (1996). Investigating Filter Performance as a Function of the Ratio of Filter Size to Media Size. *Journal AWWA*. v.8. n.8, p122-30.

LARA PINTO, D.M.C. (1994). *Influência das descargas de fundo intermediárias na filtração direta ascendente de alta taxa*. São Carlos. 194p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

LEVEAU, S. (2001). *Deep Bed Filtration: Analysis and Modeling*. Atlanta, U.S.A.. 167p. Master of Science Thesis – Georgia Institute of Technology.

LIMA E SILVA, A. L. F. (2002). *Desenvolvimento e Implementação de uma Nova Metodologia para Modelagem de Escoamentos sobre Geometrias Complexas: Método da Fronteira Imersa com Modelo Físico Virtual*. Uberlândia, 2002. 142p. Tese de doutorado, Universidade Federal de Uberlândia.

LOGAN, B.E.; JEWETT, D.G.; ARNOLD, R.G.; BOUWER, E.J.; O'MELIA, C.R. (1995). Clarification of Clean-Bed Filtration Models. *Journal of Environmental Engineering*, p.869-73, Dec.

MARQUARDT, D. W. (1963). An Algorithm for Least-Squares Estimation of Nonlinear Parameters. *Journal of the Society for Industrial and Applied Mathematics*, v.11, n.2, p.431-41.

MAYS, D. C.; HUNT, J. R. (2005). Hydrodynamic Aspects of Particle Clogging in Porous Media. *Environmental Science and Technology*, v.39, n.2, p.557-84.

MEGDA, C. R. (1999). *Filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento à filtração rápida descendente*. São Carlos. 167p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MENDENHALL, W.; SINCICH, T. (1995). *Statistics for Engineering and the Sciences*. 4th Ed. New Jersey. Prentice-Hall International, Inc.

MENDES, C.G.N. (1985). *Estudo das influências das dosagens de produtos químicos na filtração direta ascendente*. São Carlos. 117p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MICROSOFT®EXCEL, (2000). Equações para calcular linhas de tendência. mk:
@MSISTStore:C:\Arquivos%20de%20programas\Microsoft%20Office\Office10\1046\
(20/10/2005).

MOORE, D. M.; REYNOLDS JR., R. C. (1989). *X-Ray Diffraction and the Identification and Analysis of Clay Minerals*. New York: Oxford University Press.

MORAN, D.C.; MORAN, M.C.; CUSSHING, R. S.; LAWLER, D.F. (1993a). Particle behavior in Deep-Bed Filtration: Part1-Ripening and Breakthrough. *Journal AWWA*, p.69-93.

MORAN, D.C.; MORAN, M.C.; CUSSHING, R. S.; LAWLER, D.F. (1993b). Particle behavior in Deep-Bed Filtration: Part 2- Particle Detachment. *Journal AWWA*, p.69-93.

MYERS, D. (1991). *Surfaces, Interfaces and Colloids: principles and applications*. New York: VCH Publishers.

NELSON, K. E.; GINN, T. R. (2005). Colloid Filtration Theory and the Happel Sphere-in-Cell Model Revisited with Direct Numerical Simulation of Colloids. *Chemical Engineering Science*, v.36, p.1319-35.

NGO, H.N.; VIGNESWARAN, S.; DHARMAPPA, H.B. (1995). Optimization of Direct Filtration Experiments and Mathematical Models. *Environmental Technology*, v.16, p.55-63.

O'MELIA, C.R.; ALI, W. (1978). The Role of Retained Particles in Deep Bed Filtration. *Progress in Water Technology*, v.10, n.5/6, p.167-82.

OJHA, C.S.P.; GRAHAM, N.J.D. (1992). Appropriate Use of Deep-Bed Filtration Models. *Journal of Environmental Engineering*, p.964-80.

OJHA, C.S.P.; GRAHAM, N.J.D. (1993). Theoretical Estimates of Bulk Specific Deposit in Deep Bed Filters. *Water Research*, v.27, n.3, p.377-87.

PARETSKY, L.; THEODORE, L.; PFEFFER, R.; SQUIRES, A. M. (1971). Panel Bed for Simultaneous Removal of Fly Ash and Sulfur Dioxide: II. Filtration of Dilute Aerosols by Sand Beds. *Journal of the Air Pollution Control Association*, v.21, n.4, p.204-9.

PATERNIANI, J.E.S. (1986). Estudo da influência de descarga de fundo na eficiência da remoção de microrganismos em sistemas de filtração direta ascendente. São Carlos.139p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PAYATAKES, A.C.; PARK, H.Y.; PETRIE, J. (1981). A Visual Study of Particle Deposition and Reentrainment During Depth Filtration of Hydrosols With Polyelectrolyte. *Chemical Engineering Science*, v.36, p.1319-35.

PRASANTHI, H.; VIGNESWARAN, S.; DHARMAPPA, H.B. (1997). Effect of Particle Concentration on the entire cycle of Filtration. *Water Science and Technology*, v.35, n.8, p. 91–102.

RAWLE, A. *Basic principles of particle size analysis*.
http://www.particular.ie/Basic_principles_of_particle_size_analysis_MRK034-low_res.pdf (*sem data*).

ROGERS, B.; LOGAN, B. E. (2000). Bacterial Transport in NAPL – Contaminated Porous Media. *Journal of Environmental Engineering*, v.126, n.7, p.657-66.

RYAN, J.N.; GSCHWEND, P.M. (1994a). Effects of Ionic Strength and Flow Rate on Colloid Release: Relating Kinetics to Intersurface Potential Energy. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.164, p. 21-34.

RYAN, J.N.; GSCHWEND, P.M. (1994b). Effect of Solution Chemistry on Clay Colloid Release from Iron Oxide-Coated Aquifer Sand. *Environmental Science and Technology*, v.28, p.1717-26.

SALDANHA, J.R. (2002). *Avaliação do desempenho de uma Estação de Tratamento de Água com Sistema de Dupla Filtração, em escala real*. São Carlos, 2002. 214 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SANTOS, H. R.; PRADO, G. S.; VIDAL, C. M. S.; MORUZZI, R. B.; CAMPOS, J. R. (2004). Aplicabilidade das técnicas de determinação de tamanho de partículas em sistemas de tratamento de água e esgoto sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 4, p. 291-300.

SEMBI, S.; IVES, K. J. (1983). Optimization of Size-Graded Water Filters. *Filtration & Separation*, Sect.-October, p.398-402.

SISSOM, L. E.; PITTS, D. R. (1972). Elements of Transport Phenomena. Tokyo: McGraw-Hill Kogakusha Ltd.

STANDARD Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20.ed., Ed American Public Health Association/ American Water Works Association/ Water Environment federation, Washington DC, USA, 1998.

STEVENSON, D.G. (1997). Flow and Filtration Through Granular Media: The Effect of Grain and Particle Size Dispersion. *Water Research*, v.31, n.2, p.310-22.

SUGUIO, K. (1973). Introdução à Sedimentologia. São Paulo, Editora Edgrd Blücher Ltda.

TA, C. T. (2001). A CFD Approach to Understanding the Flow Through Filter Media. In: ADVANCES IN RAPID GRANULAR FILTRATION IN WATER TREATMENT – INTERNATIONAL CONFERENCE. 2001, London UK. Anais of the Advances in Rapid Granular Filtration in Water Treatment – International Conference, London

TARE, V.; VENKOBACHAR, C. (1985). New Conceptual Formulation for Predicting Filter Performance. *Environmental Science and Technology*, v.19, n.6, p.497-99.

TEIXEIRA, B.A.N. (1986). *Influência das características da camada suporte e da areia na eficiência da filtração direta ascendente*. São Carlos. 194p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

TEIXEIRA, A. R.; SANTOS, E. P. C.; PÁDUA, V. L.; HELLER, L.; DI BERNARDO, L.; LIBÂNIO, M. (2004). A confiabilidade analítica dos valores de turbidez da água filtrada e seu efeito no cumprimento do padrão de potabilidade. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 1, p. 65-72.

THOMAS, J. W.; RIMBERG, D.; MILLER, T. J. (1971). Gravity Effect in Air Filtration. *Aerosol Science*, v.2, p.31-8.

THOMAS, M. G. JR; AMIRTHARAJAH, A.; KARR, P. (1992). Effects of Particle Detachment in Granular-Media Filtration. *Journal AWWA*, v. 84, n. 2, p. 66-76.

TIEN, C.; PAYATAKES, A.C. (1979). Advances in Deep Bed Filtration. *AIChE Journal*, v.25, n.5, p.737-50, Sept.

TIEN, C.. A (1989) Mechanisms of Particle Deposition. *Granular Filtration of Aerosols and Hydrosols*, Butterworth Publishers – Series in Chemical Engineering. Chapter 4. pp.: 103-138.

TOBIASON, J.E.; O'MELIA, C. R. (1988). Physicochemical Aspects of Particle Removal in Depth Filtration. *Journal AWWA*, p.54-64. December.

TOBIASON, J.E.; VIGNESWARAN, B. (1994). Evaluation of a Modified Model for Deep Bed Filtration. *Water Research*, v.28, n.2, p.335-42.

TRUSSELL, R.R.; CHANG, M. (1999). Review of Flow Through Porous Media as Applied to Headloss in Water Filters. *Journal of Environmental Engineering*, p.998-1006, Nov.

TUFENKJI, N.; ELIMELECH, M. (2004). Correlation Equation for Predicting Single-Collector Efficiency in Physicochemical Filtration in Saturated Porous Media. *Environmental Science and Technology*, v. 38, n.2, p.529-36.

VAN DE VEN, T.G.M. (1998). The Capture of Colloidal Particles in Surfaces and in Porous Material: Basic Principles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v.138, p.207-16.

VAN OSS, C.J (1994). *Interfacial Forces in Aqueous Media*, New York: Marcel Dekker Inc.

VEERAPANENI, S.; WIESNER, M.R. (1997). Deposit Morphology and Head Loss Development in Porous Media. *Environmental Science Technology*, v.31, n.10, p.2738-44.

VIGNESWARAN, S.; CHANG, J.S. (1986). Mathematical Modeling of the Entire Cycle of Deep Bed Filtration. *Water, Air and Soil Pollution*, v.29, p.155-64.

VIGNESWARAN, S.; TULACHAN, R.K. (1988). Mathematical Modeling of Transient Behavior of Deep Bed Filtration. *Water Research*, v.22, n.9, p. 1093-1100.

VIGNESWARAN, S.; CHANG, J.S. (1989). Experimental Testing of Mathematical Models Describing the Entire Cycle of Filtration. *Water Research*, v.23, n.11, p.1413-21.

VIGNESWARAN, S.; MANANDHAR, U.K.; JANSSENS, J.G.; BEM AIM, R. (1989). Mathematical Modeling of the Effect of Size Distribution of Suspended Particles in Deep-Bed Filtration - Experimental Testing. *Water Supply*, v.9, p.S85-S93.

VIGNESWARAN, S.; CHANG, J.S.; JANSSENS, J.G. (1990). Experimental Investigation of Size Distribution of Suspended Particles in Granular Bed Filtration. *Water Research*, v.24, n.7, p. 927-30.

VIGNESWARAN, B.; MANANDHAR, U. K.; JANSSENS, J. G.; BEM AIM, R. (1991). Mathematical Modeling of the Effect of Size of Distribution of Suspend Particles in Deep Bed Filtration – Experimental Testing. *Water Supply*. v. 9, Jönköping. pp.: s85-s93.

WIECHETECK, G. K. (2005). Remoção de Substâncias Húmicas em Tratamento de Água por Meio de Pré-Oxidação e Dupla Filtração. São Carlos 376p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

YAO, K.; HABIBIAN, M.T.; O'MELIA, C.R. (1971). Water and Waste Water Filtration: Concepts and Applications. *Environmental Science and Technology*, v.5, n.11, p.1105-112, Nov.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)