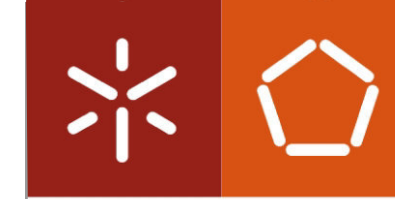




**Estudo experimental num modelo
reduzido dum sedimentador primário**

Sylvia Manuela de Moura Pereira

Uminho | 2013

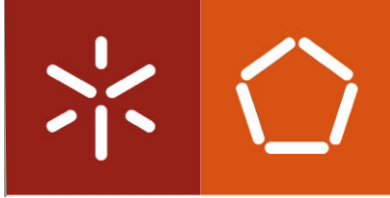


Universidade do Minho
Escola de Engenharia

Sylvia Manuela de Moura Pereira

**Estudo experimental num modelo
reduzido dum sedimentador primário**

Outubro de 2013



Universidade do Minho
Escola de Engenharia

Sylvia Manuela de Moura Pereira

**Estudo experimental num modelo
reduzido dum sedimentador primário**

Dissertação de Mestrado
Mestrado Integrado em Engenharia Civil

Trabalho efetuado sob a orientação da
**Professora Doutora Maria Manuela Carvalho
de Lemos Lima**

Outubro de 2013

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Professora Doutora Manuela Lima, pela orientação, empenho, dedicação, disponibilidade, incentivo, paciência e pelas revisões cuidadas a este trabalho.

Agradeço ao Técnico do Laboratório de Hidráulica e Recursos Hídricos, Sr. Rui Oliveira, pela disponibilidade sempre prestada, pelo acompanhamento em toda a minha dissertação e pela ajuda na resolução dos problemas que surgiram.

Agradeço aos meus pais, António e Idalina, e aos meus irmãos, Jeremy e Sara, pelo amor, pela paciência e pelo apoio incondicional demonstrado inúmeras vezes durante esta etapa da minha vida.

Por fim agradeço a todos os meus amigos, pelo apoio, entusiasmo, compreensão e incentivo, em particular, ao Diogo, à Joana, à Camila, à Daniela, à Francisca e à Mónica.

RESUMO

A sedimentação é um processo simples e muito utilizado nas estações de tratamento de águas residuais. A sedimentação primária insere-se no tratamento primário de águas residuais, e consiste um processo físico de separação gravítica, que possibilita a remoção de sólidos em suspensão e coloidais da água residual.

A presente dissertação apresenta um estudo experimental do fenómeno da sedimentação, onde se estuda em modelo reduzido a eficiência de remoção de um sedimentador, e se visualiza o escoamento no sedimentador. As dimensões do modelo reduzido foram determinadas através de semelhança hidráulica, utilizando como protótipo sedimentadores reais a funcionar em estações de tratamento de águas residuais. Antes da realização dos ensaios laboratoriais, efectuou-se a visualização do escoamento do modelo reduzido em laboratório, utilizando como traçadores azul de metileno e polipropileno em pó. A visualização do escoamento permitiu concluir que o modelo não estava nivelado e que existiam zonas mortas no interior do sedimentador. Estando o sedimentador perfeitamente nivelado e com a chicana colocada (abertura de 1 cm), não se observou a existência de zonas mortas no seu interior. Para simular a água residual, utilizaram-se soluções aquosas de caulino. Efectuaram-se ensaios para caudais iguais a 0.23, 0.35 e 0.50 L/min, concentrações de caulino iguais a 25, 50 e 100 mg/L, e para chicanas a 1, 2 e 3 cm de distância em relação ao fundo do sedimentador e também sem utilização da chicana.

A maior eficiência de remoção do sedimentador observou-se para a chicana colocada a 1 cm de distância em relação ao fundo. Para a mesma configuração geométrica, a maior eficiência de remoção foi observada para um caudal igual a 0.23 L/min e uma concentração de caulino de 100 mg/L. Em comparação com os sedimentadores reais, que apresentam eficiências de remoção de cerca de 20 % a 40 % de sólidos suspensos, o modelo reduzido em laboratório apresenta eficiências entre de 17 % a 39 %.

Palavras-chave: Sedimentação, sedimentador primário, eficiência de remoção, chicana, visualização do escoamento.

ABSTRACT

Sedimentation is a simple and widely used treatment operation in wastewater treatment plants. Primary sedimentation is one of the possible operations in the primary treatment of wastewater and consists in a physical treatment process that uses gravity to remove suspended and colloidal solids from wastewater.

This dissertation describes an experimental study of the sedimentation phenomenon, in which the removal efficiency in a reduced model of a sedimentation tank is studied and the flow is visualized. The dimensions of the reduced model were determined by hydraulic similitude, using as prototype real sedimentation tanks used in wastewater treatment plants. Before the lab experiments, the flow in the reduced model was visualized, using methylene blue and dust of polypropylene as tracers. The observation of the flow allowed to conclude that the model was not leveled and that there were dead areas inside the sedimentary tank. When the sedimentation tank was perfectly leveled and the baffle was placed (1 cm slot), no dead areas in the interior were seen. In order to simulate the waste water, aqueous solutions of kaolin were used. Testing was done with flow rates equal to 0.23, 0.35 and 0.50 L/min; kaolin concentrations equal to 25, 50 and 100 mg/L; with a baffle located at distances from the sedimentation tank's bottom equal to 1, 2 and 3 cm; and also without using the baffle.

The removal of the sedimentation tank with the baffled placed at 1cm from the bottom has proved to be the most efficient. In the same geometrical configuration, the highest efficiency in the removal was observed for a flow rate equal to 0.23 L/min and a kaolin concentration of 100 mg/L. In comparison with real sedimentation tanks that have suspended solids removal efficiency between 20 % and 40 %, the model presented efficiency between 17 % and 39 %.

Keywords: Sedimentation, primary clarifier, removal efficiency, baffle, flow visualization.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	i
RESUMO.....	iii
ABSTRACT.....	v
ÍNDICE.....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xi
ÍNDICE DE TABELAS.....	xvii
NOMENCLATURA.....	xix
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Interesse e enquadramento do tema	1
1.2 Objetivos	2
1.3 Estrutura da dissertação.....	3
2. REVISÃO DO ESTADO DE ARTE.....	5
2.1 Introdução	5
2.2 Tratamento de águas residuais	5
2.2.1 Tratamento preliminar	5
2.2.2 Tratamento primário	7
2.2.3 Tratamento secundário.....	8
2.2.4 Tratamento terciário.....	9
2.3 Sedimentação de águas residuais	10

2.3.1	Definição.....	10
2.3.2	Vantagens e desvantagens da sedimentação	11
2.3.3	Factores que influenciam a sedimentação.....	12
2.3.4	Lamas no fundo do sedimentador	13
2.3.5	Tipos de sedimentação	14
2.4	Tipos de sedimentadores	16
2.4.1	Sedimentadores circulares	16
2.4.2	Sedimentadores retangulares	18
2.4.3	Sedimentadores de lamelas	19
2.4.4	Sedimentadores quadrados.....	19
2.4.5	Critérios de dimensionamento dos sedimentadores	20
2.5	Estudos sobre a sedimentação	22
2.5.1	Influência da posição da chicana na eficiência de remoção	22
2.5.2	Efeitos da configuração da entrada no padrão do escoamento nos sedimentadores primários	22
2.5.3	Efeitos de uma chicana numa bacia de sedimentação	23
2.5.4	Eficiência de remoção em tanques de sedimentação	23
2.5.5	Curto-circuito e a interface da densidade nos sedimentadores primários....	24
2.6	Semelhança hidráulica.....	24
2.7	Incerteza experimental	27
2.8	Água residual sintética	29

3.	MÉTODO EXPERIMENTAL.....	31
3.1	Introdução.....	31
3.2	Instalação experimental.....	31
3.3	Equipamentos de medição e visualização	38
3.3.1	Equipamento de visualização.....	39
3.3.2	Medição da turvação	39
3.3.3	Medição da temperatura.....	40
3.3.4	Determinação das concentrações	41
3.4	Condições experimentais.....	41
3.5	Metodologia experimental.....	42
3.6	Incerteza experimental	43
3.6.1	Incerteza experimental da concentração	43
3.6.2	Incerteza experimental da secção.....	44
3.6.3	Incerteza experimental do caudal.....	45
3.6.4	Incerteza experimental da taxa de aplicação superficial.....	45
3.6.5	Incerteza experimental da turvação	46
3.6.6	Incerteza experimental da temperatura	46
3.6.7	Incerteza experimental do rendimento.....	46
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49
4.1	Introdução.....	49

4.2	Resultados experimentais	49
4.2.1	Visualização do escoamento	49
4.2.2	Eficiência de remoção	57
4.3	Análise dos resultados	65
4.3.1	Visualização do escoamento	65
4.3.2	Eficiência de remoção	66
4.4	Conclusão	74
5.	CONCLUSÕES	77
5.1	Conclusões	77
5.2	Sugestões para trabalhos futuros	79
	BIBLIOGRAFIA	81

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Fases do tratamento de águas residuais em ETAR (adaptado, disponível em http://www.simarsul.pt/ e consultado em outubro 2013).....	6
Figura 2.2 - Tratamento preliminar – gradagem. Disponível em http://ambienteeng.blogspot.pt/2009/01/ (consultado em janeiro 2013)	7
Figura 2.3 - Tratamento preliminar – desarenador arejado. Disponível em http://www.eb1-albergaria-velha-n1.rcts.pt (consultado em janeiro 2013).....	7
Figura 2.4 - Tratamento primário – Sedimentador. Disponível em http://csgquiagua.webnode.pt/etar/tratamentos-de-aguas-residuais/tratamento-primario/ (consultado em janeiro 2013).....	8
Figura 2.5 - Tratamento secundário – lamas activadas. Disponível em http://www.abae.pt/programa/JRA/trabalhos/2006_07 (consultado em janeiro 2013)	8
Figura 2.6 - Tratamento secundário – lagoas de estabilização. Disponível em http://www.infoescola.com/ecologia/biorremediacao/ (consultado em janeiro 2013).	9
Figura 2.7 - Tratamento secundário- leitos percoladores. Disponível em http://www.cm-ah.pt (consultado em janeiro 2013).....	9
Figura 2.8 - Tratamento secundário – biodiscos. Disponível em http://memorias.nilsa.com (consultado em janeiro 2013). Tratamento terciário	9
Figura 2.9 - Sedimentador primário. Disponível em http://csgquiagua.webnode.pt (consultado em janeiro 2013).....	12
Figura 2.10 - Tratamento das lamas. Disponível em http://naturlink.sapo.pt (consultado em fevereiro 2013).....	14
Figura 2.11 - Relação dos sólidos em função dos diferentes processos de sedimentação (Wilson, 2005)	15

Figura 2.12 - Sedimentador circular. Disponível em http://www.abae.pt (consultado em setembro 2013).....	17
Figura 2.13 - Sedimentador rectangular. Disponível em http://www.aguaazulinternacional.com . (consultado em fevereiro 2013).....	18
Figura 2.14 – Sedimentador de lamelas. Disponível em http://www.servyeco.com (consultado em outubro de 2013)	19
Figura 3.1 – Sedimentador.....	34
Figura 3.2 – Corte longitudinal do sedimentador	35
Figura 3.3 - Reservatório de montante da instalação experimental	36
Figura 3.4 - Reservatório de nível constante	37
Figura 3.5 – Reservatório de jusante da instalação experimental	37
Figura 3.6- Instalação experimental.....	37
Figura 3.7 - Entrada do sedimentador.....	38
Figura 3.8 - Saída do sedimentador	38
Figura 3.9 – Câmara Sony, Handycam, HDR-XR105E	39
Figura 3.10 - Turbidímetro HATCH 2100 Qis	40
Figura 3.11 - Instrumento Hanna Instruments Hi 8424	40
Figura 3.12 - Balança digital And Electronic Balance	41
Figura 4.1 – Visualização recorrendo a azul de metileno do escoamento sem utilização da chicana, em que (a) $t=0$ s, (b) $t=10$ s e (c) $t=20$ s.....	50
Figura 4.2 – Colocação de azul de metileno no canto superior esquerdo do sedimentador, em que (d) $t=60$ s e (e) $t= 80$ s	50

Figura 4.3 - Colocação de azul de metileno no canto superior direito do sedimentador, em que (f) t= 90s, (g) t= 120s e (h) t= 150s	51
Figura 4.4 – Colocação do polipropileno em pó no sedimentador sem chicana, em que (i) t= 200s, (j) t= 202s e (k) t= 206s.....	51
Figura 4.5 – Colocação do azul de metileno no início do sedimentador com chicana, em que (a) t= 0s, (b) t= 10s e (c) t= 20s.....	52
Figura 4.6 – Colocação do polipropileno em pó no sedimentador, em que (c) t= 60s, (d) t= 62s e (e) t= 64s.....	52
Figura 4.7 - Visualização do escoamento com azul de metileno sem utilização da chicana, nivelado, em que (a) t= 0s, (b) t= 2s e (c) t= 8s	53
Figura 4.8 – Colocação de azul de metileno no canto superior direito do sedimentador nivelado, em que (d) t= 30s, (e) t=35s e (f) t=40s	53
Figura 4.9 - Colocação de azul de metileno no canto superior esquerdo do sedimentador nivelado, em que (g) t= 50s, (h) t= 55s e (i) t= 60s	54
Figura 4.10 - Colocação do polipropileno em pó no sedimentador nivelado, em que (j) t= 70s, (k) t= 72s e (l) t=74s	54
Figura 4.11 - Visualização do escoamento com azul de metileno com utilização da chicana, nivelado, em que (a) t=0s, (b) t= 5s e (c) t= 15s.....	55
Figura 4.12 - Colocação de azul de metileno no canto superior esquerdo do sedimentador nivelado, em que (d) t= 30s, (e) t= 32s e (f) t= 35s	55
Figura 4.13 – Colocação de azul de metileno no canto superior direito do sedimentador nivelado, em que (g) t= 40s, (h) t= 45 e (i) t=50s	56
Figura 4.14 - Colocação do polipropileno em pó no sedimentador nivelado, em que (j) t= 65s, (k) t= 69s e (l) t= 72s.....	56

Figura 4.15 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.23 L/min, sem chicana, ensaios nº 1, 5 e 9.....	57
Figura 4.16 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.23 L/min com uma altura da chicana igual a 3 cm, em relação à base, ensaios nº 2, 6 e 10.....	58
Figura 4.17 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.23 L/min com uma altura da chicana igual a 2 cm, em relação à base, ensaios nº 3, 7 e 11.....	59
Figura 4.18 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.23 L/min com altura da chicana igual a 1 cm, em relação à base, ensaios nº 4, 8 e 12.....	59
Figura 4.19 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.35 L/min, sem chicana, ensaios nº 13, 17 e 21.....	60
Figura 4.20 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.35 L/min com uma altura da chicana igual a 3 cm, em relação à base, ensaios nº 14, 18 e 22.....	61
Figura 4.21 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.35 L/min com uma altura da chicana igual a 2 cm, em relação à base, ensaios nº 15, 19 e 23.....	61
Figura 4.22 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.35 L/min com altura da chicana igual a 1 cm, ensaios nº 16, 20 e 24.....	61
Figura 4.23 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.50 L/min, sem chicana, ensaios nº 25, 29 e 33.....	62
Figura 4.24 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.50 L/min com uma altura da chicana igual a 3 cm, em relação à base, ensaios nº 26, 30 e 34.....	63
Figura 4.25 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.50 L/min com uma altura da chicana igual a 2 cm, em relação à base, ensaios nº 27, 31 e 35.....	63
Figura 4.26 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.50 L/min com uma altura da chicana igual a 1 cm, em relação à base, ensaios nº 28, 32 e 36.....	64

Figura 4.27 – Visualização do fundo do sedimentador (de frente) para um caudal de 0.23 L/min, uma concentração de caulino de 100 mg/L e uma altura da chicana de 1 cm em relação à base	65
Figura 4.28 - Visualização do fundo do sedimentador (de perfil) para um caudal de 0.23 L/min, uma concentração de caulino de 100 mg/L e uma altura da chicana de 1 cm em relação à base	65
Figura 4.29 – Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, sem chicana	67
Figura 4.30 – Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com uma altura da chicana de 3 cm em relação à base	68
Figura 4.31 – Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com uma altura da chicana de 2 cm em relação à base	68
Figura 4.32 - Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com uma altura da chicana de 1 cm em relação à base	69
Figura 4.33 - Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com um caudal de 0.23 L/min	70
Figura 4.34 - Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com um caudal de 0.35 L/min	71
Figura 4.35 - Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com um caudal de 0.50 L/min	71
Figura 4.36 – Eficiência de remoção média em função da taxa de aplicação superficial para uma concentração de 25 mg/L	72
Figura 4.37 - Eficiência de remoção média em função da taxa de aplicação superficial para uma concentração de 50 mg/L	73
Figura 4.38 - Eficiência de remoção média em função da taxa de aplicação superficial para uma concentração de 100 mg/L	73

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 – Vantagens e desvantagens em função do tipo de sedimentador (Thomas, 2005)	20
Tabela 2.2 – Dimensões de sedimentadores circulares e rectangulares.....	21
Tabela 2.3 – Critérios dimensionamento utilizados em sedimentadores primários.....	21
Tabela 2.4 – Escalas adoptando semelhança de Froude	27
Tabela 3.1 – Determinação da secção do sedimentador através das escalas geométricas	32
Tabela 3.2 – Determinação do caudal, tempo de retenção e taxa de escoamento superficial através da escala de comprimento.....	33
Tabela 3.3 - Determinação do caudal, tempo de retenção e taxa de escoamento superficial através da escala de largura.....	33
Tabela 3.4 - Determinação do caudal, tempo de retenção e taxa de escoamento superficial através da escala de altura.....	34
Tabela 3.5 – Condições experimentais	43
Tabela 3.6 – Incerteza experimental para as diferentes concentrações	44
Tabela 3.7 – Incerteza experimental para os diferentes caudais	45
Tabela 3.8 – Incerteza experimental para as diferentes taxas de aplicação superficial	46
Tabela 3.9 – Incerteza experimental do rendimento para um caudal de 0.23 L/min.....	47
Tabela 3.10 - Incerteza experimental do rendimento para um caudal de 0.35 L/min.....	48
Tabela 3.11 - Incerteza experimental do rendimento para um caudal de 0.50 L/min.....	48

NOMENCLATURA

A – Área de superficial do sedimentador;

ADV- Velocímetro Doppler Acústico;

B_i – Incerteza sistemática;

B_{ik} - Estimador da coverância para erros sistemáticos;

B_r - Incerteza Sistemática;

C – Comprimento da secção do sedimentador;

CBO – Carência Bioquímica de Oxigénio;

CQO – Carência Química de Oxigénio;

D – Distância;

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais;

F_r – Número de Froude;

F_{in} – Forças de inércia;

F_{gr} – Forças gravíticas;

F_{visc} – Forças viscosas;

L – Largura da secção do sedimentador;

P_i – Incerteza aleatória;

P_r - Incerteza aleatória;

Q – Caudal;

q_0 – Taxa de aplicação superficial;

R – Rendimento;

R_e – Número de Reynolds;

S – Secção do sedimentador;

SS – Sólidos Suspensos;

SST – Sólidos Suspensos Totais;

T – Tempo;

T_e – Turvação à entrada do sedimentador;

T_r – Tempo de retenção

T_s – Turvação à saída do sedimentador;

U – Incerteza;

U_r – Incerteza global;

U_c – Incerteza experimental da concentração de caulino;

U_{comp} – Incerteza experimental do comprimento da secção do sedimentador;

U_L – Incerteza experimental da largura da secção do sedimentador;

U_Q – Incerteza experimental do caudal;

U_r - Incerteza global;

U_R – Incerteza experimental do rendimento;

U_S – Incerteza experimental da secção do sedimentador;

U_T – Incerteza experimental do tempo;

U_{T_e} – Incerteza experimental da turvação à entrada do sedimentador;

U_{T_s} - Incerteza experimental da turvação à saída do sedimentador;

U_V – Incerteza experimental do volume;

U_{V_1} – Incerteza experimental da velocidade;

V – Volume do sedimentador;

V_1 – Velocidade;

VOF - *Volume of fluid*;

X_i - Valores de variáveis individuais;

λ_l - Escala de Comprimento;

λ_t - Escala de Tempo;

λ_U – Escala da Velocidade;

λ_Q – Escala do Caudal;

λ_F - Escala da Força;

λ_E - Escala da Energia;

λ_p - Escala da Pressão;

λ_ρ – Escala da massa específica.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Interesse e enquadramento do tema

A água é um bem ambiental indispensável às necessidades humanas básicas e ao desenvolvimento de atividades humanas, tendo influência decisiva na qualidade de vida das populações e na manutenção de ecossistemas. Sendo a água um recurso essencial ao Homem e cada vez mais escasso é necessário economizá-la, tratá-la e reutilizá-la, sempre que possível.

As águas provenientes dos esgotos domésticos e industriais têm de ser tratadas, antes de serem descarregadas nos rios, albufeiras ou mares, de maneira a que não se altere a qualidade da água nos meios receptores. Essas águas, designadas por águas residuais, são encaminhadas para as estações de tratamento de águas residuais (ETAR), onde são tratadas. Nas estações de tratamento de águas residuais existem vários níveis de tratamento: o tratamento preliminar, o tratamento primário, o tratamento secundário e o tratamento terciário, ordenados por ordem crescente de complexidade e eficácia. Uma das operações mais simples de tratamento primário de águas residuais consiste na sedimentação primária. A sedimentação primária é uma operação física que permite remover sólidos suspensos e coloidais presentes nas águas residuais de uma forma económica (WEF, 1992), sendo por isso muito utilizada no tratamento primário.

Uma água residual possui partículas mais densas do que a água, que tendem a sedimentar devido à acção gravítica, quando a água residual está praticamente parada. Essas partículas apresentam uma grande variedade de granulometrias e comportam-se muitas vezes como partículas floculadas e não discretas quando sedimentam, o que confere à sedimentação uma complexidade adicional. Historicamente o dimensionamento de sedimentadores têm-se baseado em critérios empíricos e códigos de boas práticas de engenharia (WEF, 1992). No entanto, há necessidade de um conhecimento mais profundo relativo ao processo complexo da sedimentação e à influência que o funcionamento hidráulico do sedimentador tem no seu desempenho.

O estudo do fenómeno da sedimentação pode ser efectuado através de uma análise numérica (Yoon e Lee, 2000b e Rostami *et al.*, 2010) e ou de uma análise experimental

(Yoon e Lee, 2000a e Shahrokhi *et al.*, 2013). A análise numérica necessita de recorrer a modelos matemáticos da sedimentação, o que não é simples devido à existência de partículas de diferentes tamanhos que tendem a agregar-se naturalmente enquanto sedimentam. Por esta razão, a opção pela via experimental é mais frequente. Na presente dissertação optou-se pela via experimental, uma vez que permite também a visualização da trajetória do efluente no interior do sedimentador e estudar alternativas à configuração geométrica da entrada do sedimentador, que podem conduzir a uma sedimentação mais eficaz.

Assim, facilmente se conclui sobre o interesse do estudo experimental do fenómeno da sedimentação com o objectivo de melhorar a compreensão deste fenómeno e desenvolver novas metodologias para a sua correcta previsão.

1.2 Objectivos

Nesta dissertação estuda-se experimentalmente o fenómeno da sedimentação, recorrendo a um modelo reduzido de um sedimentador primário e de uma água residual sintética. Pretende-se com a realização desta dissertação a concretização dos seguintes objectivos:

- a) conceber e construir um modelo laboratorial para a realização de ensaios de sedimentação e a visualização da trajetória do efluente no interior do sedimentador;
- b) otimizar o desempenho do modelo em laboratório e estudar soluções que conduzam a uma melhor sedimentação.

Com a concretização dos objetivos foi desenvolvido um método experimental para avaliar a eficiência de sedimentação em laboratório de uma água residual sintética, correspondente a uma solução de água e caulino (Fonseca, 2012).

Desta forma os trabalhos a que se refere a presente dissertação foram divididos em quatro fases:

- a) a primeira fase consistiu numa pesquisa sobre a melhor forma de construir o modelo de sedimentador, de maneira a possibilitar a visualização da trajectória dos sedimentos no seu interior e de melhorar a eficiência do mesmo.
- b) na segunda fase foram identificados os parâmetros experimentais para a posterior realização dos ensaios. Selecionaram-se como principais parâmetros que influenciam a eficiência de remoção do sedimentador: a taxa de aplicação superficial, a concentração de caulino e a posição da chicana, que permite alterar a configuração da zona de entrada do sedimentador.
- c) na terceira fase construiu-se a instalação experimental e verificou-se o seu funcionamento em regime permanente, através de uma série de testes exploratórios.
- d) por fim, na quarta e última fase, efectuou-se a visualização do escoamento e realizaram-se trinta e seis ensaios para determinar a eficiência de remoção do sedimentador em função de diferentes taxas de aplicação superficial, concentrações de caulino e das diferentes geometrias da chicana.

1.3 Estrutura da dissertação

Para além deste capítulo introdutório, a presente dissertação inclui mais quatro capítulos. No segundo capítulo é apresentada uma síntese de conhecimentos sobre o fenómeno da sedimentação, com base em estudos bibliográficos relevantes. No terceiro capítulo procede-se à descrição da instalação experimental e dos equipamentos de medição utilizados para a realização dos ensaios, e à identificação da incerteza experimental, associada às diferentes variáveis. No quarto capítulo apresentam-se as condições experimentais, descreve-se a visualização do escoamento efectuada e apresentam-se e analisam-se os resultados obtidos nos ensaios. No quinto e último capítulo apresentam-se as conclusões finais, assim como algumas sugestões para trabalhos futuros.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo apresenta-se de uma forma detalhada o fenómeno da sedimentação bem como o seu enquadramento nas estações de tratamento de águas residuais.

2.1 Tratamento de águas residuais

As águas provenientes de esgotos domésticos e industriais, segundo Thomas (2005), têm de ser tratadas para depois serem lançadas no meio receptor (rio, albufeira ou mar). Essas águas são assim encaminhadas para estações de tratamento de águas residuais.

Os objetivos principais do tratamento de águas residuais efectuado nas ETAR são: a remoção de substâncias redutoras; a remoção de sólidos em suspensão; a remoção de nutrientes (fósforo e azoto); a remoção de compostos tóxicos, cheiros, cor e turvação; o controlo do pH e temperatura; a eliminação de microrganismos patogénicos e a reutilização das águas.

Os principais métodos de tratamento que existem nas ETAR são operações físicas, tais como a sedimentação; processos químicos, tais como a coagulação, e processos biológicos, tais como a degradação biológica da matéria orgânica em lagoas de estabilização.

Os níveis de tratamento são classificados como tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário ou avançado (figura 2.1), que se descrevem detalhadamente na subsecção seguinte.

2.1.1 Tratamento preliminar

O tratamento preliminar consiste na remoção de substâncias grosseiras, sólidos sedimentáveis e gorduras, que podem originar problemas de manutenção ou operacionais nas operações e processos de tratamento posteriores.

É realizado em órgãos localizados à entrada da ETAR, e de funcionamento muito simples, destinados à retenção, remoção e ou trituração de sólidos com diversas características e dimensões.

Normalmente, este nível de tratamento é constituído por:

- a) gradagem, utilização de grades constituídas por barras metálicas para a remoção de sólidos grosseiros em suspensão e corpos flutuantes (figura 2.2);
- b) trituração, utilizada em conjunto com grades mecânicas;
- c) desarenadores, que permitem reter areia ou outros materiais inertes (metal, carvão) mais densos que a matéria orgânica, capazes de provocar abrasão nos sistemas elevatórios e incrustações nos diversos órgãos (figura 2.3);
- d) tanque de equalização, destinado a amortecer as flutuações de caudal e a homogeneizar as características das águas residuais afluentes, de modo a minimizar o custo dos processos de tratamento subsequentes.

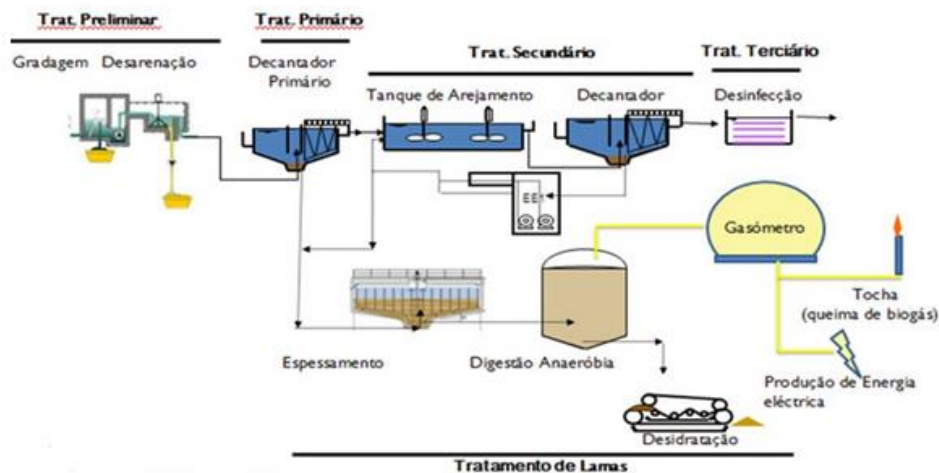


Figura 2.1 - Fases do tratamento de águas residuais em ETAR (adaptado, disponível em <http://www.simarsul.pt/> e consultado em outubro 2013)



Figura 2.2 - Tratamento preliminar – gradagem. Disponível em <http://ambienteeng.blogspot.pt/2009/01/> (consultado em janeiro 2013)



Figura 2.3 - Tratamento preliminar – desarenador arejado. Disponível em <http://www.eb1-albergaria-velha-n1.rcts.pt> (consultado em janeiro 2013)

2.1.2 Tratamento primário

O tratamento primário consiste na remoção de sólidos suspensos, carência bioquímica de oxigénio (CBO) suspensa e coloidal de uma água residual através de uma separação gravítica (figura 2.4). O objetivo principal da sedimentação primária é a produção de um efluente líquido adequado para o tratamento biológico a jusante e a obtenção de separação de sólidos, que origina uma lama que pode ser conveniente e economicamente tratada. Este tratamento é normalmente físico, mas pode ser necessário a utilização de químicos para obter uma melhor remoção de sólidos.

No tratamento primário recorre-se, essencialmente aos sedimentadores primários, pois é uma forma económica de remover matéria sólida (orgânica e inorgânica). Na secção 2.3 será desenvolvida a temática da sedimentação primária com maior detalhe.



Figura 2.4 - Tratamento primário – Sedimentador. Disponível em <http://csgquiagua.webnode.pt/etar/tratamentos-de-aguas-residuais/tratamento-primario/> (consultado em janeiro 2013)

2.1.3 Tratamento secundário

O tratamento secundário consiste na redução da matéria orgânica biodegradável (em solução ou suspensão) e dos sólidos suspensos, utilizando processos biológicos, tais como a oxidação aeróbia e a digestão anaeróbia, que podem ocorrer em lagoas de estabilização, ETAR de lamas activadas, leitos percoladores, e em biodiscos. Neste tratamento também pode ocorrer remoção de nutrientes, isto é de fósforo e azoto (figuras 2.5 a 2.8).



Figura 2.5 - Tratamento secundário – lamas activadas. Disponível em http://www.abae.pt/programa/JRA/trabalhos/2006_07 (consultado em janeiro 2013)



Figura 2.6 - Tratamento secundário – lagoas de estabilização. Disponível em <http://www.infoescola.com/ecologia/biorremediacao/> (consultado em janeiro 2013).



Figura 2.7 - Tratamento secundário- leitos percoladores. Disponível em <http://www.cm-ah.pt> (consultado em janeiro 2013)

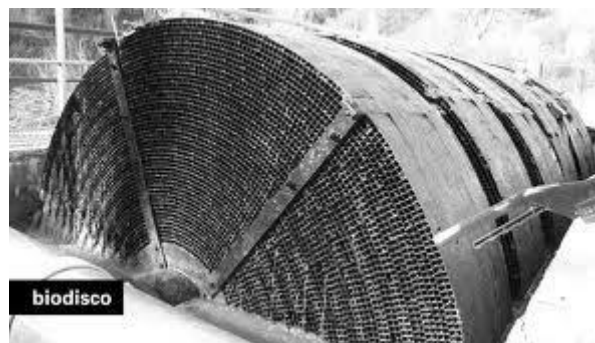


Figura 2.8 - Tratamento secundário – biodiscos. Disponível em <http://memorias.nilsa.com> (consultado em janeiro 2013).

2.1.4 Tratamento terciário

O tratamento terciário é um tratamento avançado destinado à remoção de nutrientes (azoto e fósforo), espumas, cor e outras substâncias refractárias (pesticidas,

hidrocarbonetos) e microrganismos patogênicos, recorrendo a meios de tratamento complementares dos convencionais (tratamento biológico).

É necessário remover matéria orgânica e sólidos suspensos para além do que pode ser obtido com processos de tratamento biológico convencional, de maneira a cumprir normas de descarga mais exigentes e os requisitos para a reutilização de águas residuais. Para além disto, a remoção de sólidos suspensos totais residuais permite uma desinfecção mais eficiente, e a remoção de nutrientes para além do que pode ser obtido com processos de tratamento biológico convencional, permite limitar a eutrofização de massas de água sensíveis. A remoção de constituintes tais como metais pesados, permite cumprir normas de descarga mais exigentes e os requisitos para a reutilização de águas residuais, assim como a recarga de aquíferos. A remoção de matéria inorgânica (metais pesados, sílica) e orgânica possibilita a reutilização industrial de águas residuais tais como, água de sistemas de arrefecimento, água para processamento, água para caldeiras.

2.2 Sedimentação de águas residuais

2.2.1 Definição

A sedimentação, segundo Thomas (2005), é um processo simples e muito utilizado nas estações de tratamento de águas residuais. A sedimentação primária insere-se no tratamento primário de águas residuais, e consiste na remoção parcial de sólidos suspensos (SS) e CBO.

A sedimentação primária é um processo físico de separação gravítica onde há remoção de sólidos em suspensão e coloidais da água residual (figura 2.9). É um processo essencialmente físico mas, como já referido anteriormente, pode ser necessária a adição de coagulantes, tais como sais de ferro e alumínio para facilitar a agregação das partículas, tornando-se mais pesadas e permitindo assim que sedimentem. A água residual é mantida durante grandes períodos de tempos em tanques com grande área de implantação. É usual que os sedimentadores tenham dispositivos para remover gorduras e espumas, que não tenham sido removidos no tratamento preliminar.

Nos sedimentadores primários é preciso ter em conta o caudal (Q), o volume do sedimentador (V), o tempo de retenção (T_r) e a taxa de aplicação superficial (q_0). O tempo de retenção é o tempo necessário para as partículas se depositarem no fundo do sedimentador, depende da profundidade e é função do caudal e volume de água (V/Q). A taxa de aplicação superficial (q_0), é a velocidade de sedimentação das partículas, e é função do caudal e da área da superfície do tanque (Q/A).

Um dos problemas dos sedimentadores primários é a ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos. Segundo Tchobanoglous *et al.* (2003), o curto-circuito hidráulico ocorre devido a uma diferença de temperatura no tanque de sedimentação, quando a água que entra no sedimentador é mais fria ou mais quente do que a água que se encontra no tanque, fazendo com que essa porção de água vá para a zona de saída ou fique no topo do sedimentador, sem que haja mistura da água. Pode ocorrer igualmente devido a uma mistura inadequada, provocada por uma entrada de energia insuficiente que faz com que a água não se misture convenientemente. Pode também ocorrer devido à presença de zonas mortas, ou a uma má concepção hidráulica do sedimentador. Outro fator que pode provocar a formação de curtos-circuitos hidráulicos é o vento, pois faz com que surjam correntes secundárias na superfície livre do sedimentador, originando caminhos preferenciais para os descarregadores e reduzindo assim o tempo de retenção. Estes fatores reduzem o desempenho do sedimentador.

No tratamento primário, a sedimentação apresenta uma elevada eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (SST) (60 % a 75 %) e de CBO (25 % a 35 %). Como a sedimentação é um processo físico, logo não acarreta grandes custos, a não ser de construção e manutenção, é uma forma económica de remover matéria, ao contrário de outros processos de tratamento utilizados numa estação de tratamento de águas residuais, como por exemplo, o tratamento das lamas.

2.2.2 Vantagens e desvantagens da sedimentação

Os sedimentadores minimizam problemas operacionais a jusante, diminuem a taxa de consumo de energia para oxidação de matéria particulada, diminuem a necessidade de consumo de oxigénio, reduzem o volume de lamas ativadas em excesso em ETAR de lamas activadas, equalizam a qualidade e o caudal da água residual.

Os sedimentadores, no entanto, necessitam de grandes áreas de implantação e de grandes tempos de retenção, para que as partículas sedimentem no fundo.



Figura 2.9 - Sedimentador primário. Disponível em <http://csgquiagua.webnode.pt> (consultado em janeiro 2013)

2.2.3 Factores que influenciam a sedimentação

Os factores que afectam a sedimentação são:

- características da água residual pois esta provém de esgotos domésticos e industriais e é rica em SST, CBO, carência química de oxigénio (CQO), fósforo e azoto;
- concentração afluyente dos sólidos totais, pois só os sólidos suspensos sedimentáveis é que sedimentam;
- concentração dos sólidos suspensos totais não sedimentáveis;
- taxa de aplicação superficial, quanto menor for a taxa de aplicação superficial, maior é a sedimentação das partículas;
- características de sedimentação dos sólidos sedimentáveis, pois podem apresentar características, tais como o peso das partículas, a formação de flocos, que permitem sedimentar mais rápido;
- concentração de CBO;
- rácio entre CBO e SST no efluente primário;
- profundidade, pois quanto mais profundo for o sedimentador, maior é a probabilidade de as partículas sedimentarem no fundo, pois estas têm mais tempo para se agregarem umas às outras;

- tempo de retenção, quanto maior o tempo de retenção maior facilidade de as partículas se agregarem e depositarem no fundo;
- curto-circuito hidráulico, tentar evitar o curto-circuito pois influencia a sedimentação das partículas;

2.2.4 Lamas no fundo do sedimentador

No fundo do sedimentador formam-se lamas espessas, devidos aos diferentes sólidos que se depositam. A quantidade de lamas produzidas depende das características da água residual a tratar, do tempo de sedimentação, das características dos sólidos sedimentáveis, quanto à densidade, teor em água e profundidade do tanque e o intervalo de tempo entre a remoção das lamas.

As lamas, no fundo do sedimentador, provocam deterioração da qualidade do efluente primário, sendo por isso necessário removê-las. A sua remoção deve ser feita o mais rápido possível, onde posteriormente serão tratadas (figura 2.10). Embora o custo do tratamento de lamas seja muito elevado, esta tem inúmeros benefícios energéticos e ambientais. O tratamento de lamas tem como principais processos, que visam a sua reutilização, a digestão anaeróbia, estabilização química com cal, compostagem de lamas, secagem térmica e eliminação por incineração. A digestão anaeróbia é um processo de tratamento de lamas, que envolve uma degradação biológica, na ausência de oxigénio, da matéria orgânica e reduz o nível de sólidos que estão presentes nas lamas. Permite ainda a estabilização das lamas, reduzindo o odor e a maior parte dos microrganismos patogénicos presentes nelas. Devido ao fato de eliminar os microrganismos patogénicos, deve-se proceder à valorização adequada das lamas para que estas possam ser aplicadas no solo. A estabilização com cal consiste numa estabilização/desinfecção dos microrganismos presentes na lama através da elevação do pH e da temperatura. A compostagem de lamas é um processo utilizado para transformar as lamas num produto de valor agronómico, através da decomposição biológica dos compostos orgânicos, em condições aeróbias controladas, até alcançar um estado que permita a sua manipulação, o seu armazenamento e a respetiva aplicação, sem impactes ambientais negativos, fazendo de todo o composto, um excelente fertilizante e um adjuvante capaz de melhorar e de enriquecer as propriedades físico-químicas e biológicas dos solos. A secagem térmica consiste em reduzir o teor de humidade das lamas por adição de calor (através da

evaporação da água), até um teor desejado que pode chegar aos 90 %, permitindo estabilizar as lamas, facilitar a valorização orgânica ou incineração, bem como reduzir os custos associados ao tratamento das lamas. Por último, a eliminação por incineração é a queima dos componentes orgânicos combustíveis das lamas, para que os produtos resultantes (gases e cinzas) sejam relativamente inertes, conseguindo obter-se reduções de cerca de 95 % em volume e peso sólido das lamas e a destruição de compostos tóxicos e patogénico.

As lamas primárias têm um elevado teor de matéria orgânica, podendo ser reutilizadas como combustível nos três estados físicos, e também, devido ao fato de ser rica também em nutrientes, podem ser utilizadas como fertilizantes de solos na agricultura.

As lamas em excesso, que não foram tratadas são encaminhadas para aterros, onde são depositadas.



Figura 2.10 - Tratamento das lamas. Disponível em <http://naturlink.sapo.pt> (consultado em fevereiro 2013)

2.2.5 Tipos de sedimentação

De acordo com a concentração dos sólidos em suspensão (Thomas, 2005), bem como a tendência das partículas flocularem, existem quatro tipos de sedimentação (figura 2.11): sedimentação de partículas discretas (tipo I), sedimentação de partículas floculadas (tipo II), sedimentação em manto (tipo III) e sedimentação por compressão (tipo IV).

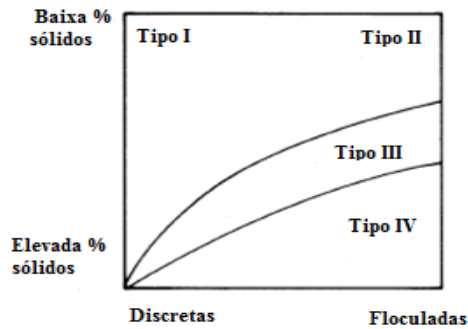


Figura 2.11 - Relação dos sólidos em função dos diferentes processos de sedimentação (Wilson, 2005)

Tipo I

Na sedimentação de partículas discretas, os sólidos estão dispersos e não tendem a flocular. É um processo em que os sólidos não se agregam a outras, mantendo as suas características físicas (forma, tamanho e densidade) inalteradas, sendo a sua velocidade de sedimentação constante e independente da concentração. Na sedimentação de partículas discretas é possível a aplicação das leis clássicas de Newton (são leis que descrevem o comportamento de corpos em movimento) e Stokes (refere-se à força de fricção experimentada por objectos esféricos que se movem no seio de um fluido viscoso, num regime laminar de números de Reynolds de valores baixos. A lei de Stokes é válida para o movimento de partículas esféricas pequenas, movendo-se a velocidades baixas). Segundo estas leis, a velocidade final de uma partícula em sedimentação num líquido é constante, ou seja, a força de atrito é igual a força gravítica.

Tipo II

As partículas presentes numa água residual têm tendência natural para flocular, isto é, agregarem-se em flocos de maiores dimensões do que as das partículas iniciais. As partículas, à medida que se vão aproximando do fundo, vão-se agregar, tornando-se mais pesadas, alterando as suas características físicas, tais como, a densidade, a dimensão, a forma e a velocidade de sedimentação. A velocidade de sedimentação é determinada experimentalmente através dos ensaios em colunas de sedimentação. Os factores que controlam este tipo de sedimentação são a taxa de aplicação superficial e a profundidade.

Tipo III

Na sedimentação em manto existe uma elevada concentração de sólidos, que tendem a agregar-se rapidamente para uma posição fixa. Existe uma nítida separação, no sedimentador, entre as lamas e a água. Este tipo de mecanismo é predominante em sedimentadores secundários. O principal factor que controla este tipo de sedimentação é o fluxo dos sólidos.

Tipo IV

Na sedimentação por compressão os sólidos, de elevadas concentrações, depositam-se no fundo do sedimentador. As partículas entram em contato mecânico, criando forças de compressão, devido ao peso das partículas, que dão origem a lamas espessas, uma vez que o volume da água diminui. Os factores que controlam este tipo de sedimentação são o tempo de retenção e a altura da lama.

2.3 Tipos de sedimentadores

Apresenta-se nesta secção os diferentes tipos de sedimentadores existentes, bem como uma comparação entre as diferentes características destes sedimentadores.

2.3.1 Sedimentadores circulares

Segundo Thomas (2005), os sedimentadores circulares (figura 2.12) podem ser usados tanto no tratamento primário, como no tratamento secundário. São cada vez mais utilizados por serem de fácil manutenção, de haver poucos problemas relativamente aos mecanismos da recolha das lamas e de durarem mais tempo. No entanto, é necessário ter mais tubagens e mais sistemas de bombagem para a recolha das lamas.

Na zona de entrada dos sedimentadores existe um poço central que ocupa cerca de 3 a 4 % da área do tanque, onde se pretende que haja uma distribuição radial uniforme do caudal. Na zona de saída existe um descarregador periférico, com cortes em V ou orifícios submersos que permitem menor quebra dos flocos e reduzem a passagem de lixo para os próximos processos de tratamento.

A alimentação nestes sedimentadores é normalmente no centro e ascendente. A determinação do ponto de alimentação é muito importante porque permite determinar o regime hidráulico interno do sedimentador circular.

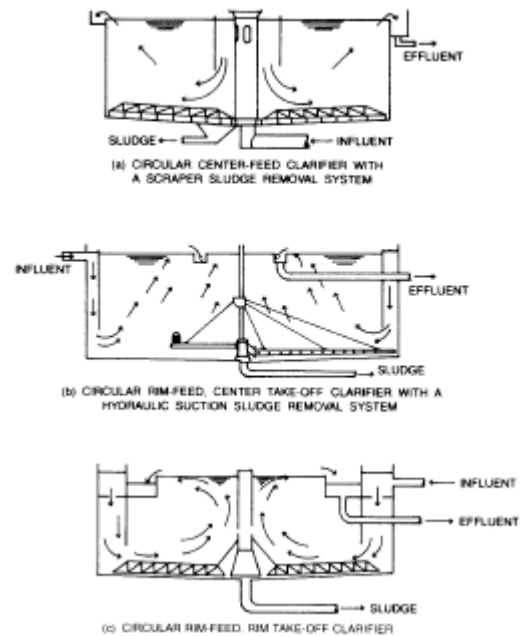


Figura 2.12 - Sedimentador circular. Disponível em <http://www.abae.pt> (consultado em setembro 2013) e esquemas de sedimentadores circulares, Thomas, 2005

No dimensionamento dos sedimentadores circulares, o diâmetro típico é de 30 metros, a profundidade varia entre 3 a 5 metros, a carga superficial entre 30 a 60 $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{s}$ e o tempo de sedimentação varia entre 1 a 3 horas.

Os sedimentadores circulares têm como vantagens: menores tempos de retenção das lamas, um sistema de recolha de lamas mais simples, fácil manutenção, e durarem mais tempo. No entanto, têm maior probabilidade de curto-circuito hidráulico, maior probabilidade de arraste das lamas no efluente e distribuição não-uniforme das cargas das lamas no mecanismo de recolha.

2.3.2 Sedimentadores retangulares

Os sedimentadores retangulares (Thomas, 2005) são muito utilizados em estações de tratamento de águas residuais de grandes dimensões (figura 2.13). São geralmente usados no tratamento primário e secundário.

Na zona de entrada do sedimentador retangular deve-se evitar um curto-circuito hidráulico, para isso introduz-se um caudal uniforme de forma a minimizar gradientes de temperatura e densidades.

O projeto do sedimentador retangular deve ter em conta o tipo de águas residuais provenientes dos esgotos bem como os processos a serem utilizados no sedimentador. Estes projetos devem ter em consideração a largura, comprimento, profundidade, difusores, portas de entrada, zonas de floculação, deflectores internos, localização da saída da lama, localização de chicana, raspadores e materiais de construção. Em função destas características, existem uma grande variedade de modelos de sedimentadores retangulares.

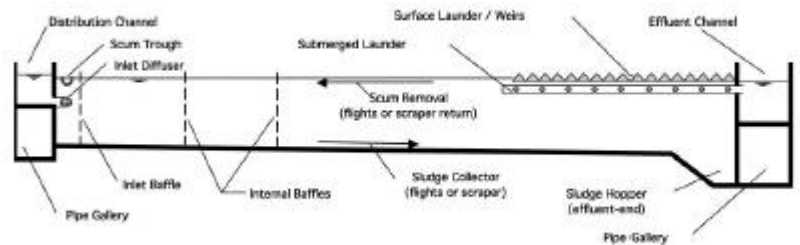


Figura 2.13 - Sedimentador rectangular. Disponível em <http://www.aguaazulinternacional.com>. (consultado em fevereiro 2013), e esquema de sedimentadores retangulares, Thomas, 2005

Nos sedimentadores retangulares, a relação entre a largura e comprimento (L/C) deve ser de 1:3 a 1:5, para tornar menos susceptível o curto-circuito, gerado pela distribuição irregular do caudal, gradientes de temperatura, densidade e vento. A largura do sedimentador é limitada pelo equipamento de remoção de lamas, e é usualmente 6 metros, mas pode ir até os 30 metros, a profundidade varia entre 3 e 5 metros, tendo um tempo de retenção entre 1.5 a 4 horas e uma carga superficial entre 30 a 60 $m^3/m^2/s$.

Os sedimentadores retangulares têm como vantagens: menores custos na construção, menor área ocupada, menor facilidade de arrasto das lamas, melhor efeito e adensamento das lamas no decantador primário. Contudo, necessita de maiores tempos de retenção de lamas no sedimentador e apresenta menor eficiência no caso de cargas de sólidos mais elevadas.

2.3.3 Sedimentadores de lamelas

Os sedimentadores de lamelas (figura 2.14) são constituídos por separadores horizontais colocados na zona de sedimentação. Esses sedimentadores permitem que haja maior área de disposição das partículas, melhorando a eficiência de sedimentação. A zona de sedimentação está dividida em três partes iguais, através de dois separadores horizontais, o que implica que a remoção das partículas seja realizada a uma velocidade de sedimentação três vezes superior à crítica. Para que não volte a ocorrer a suspensão de depósitos, a altura mínima entre separadores tem de ser de 5 cm.

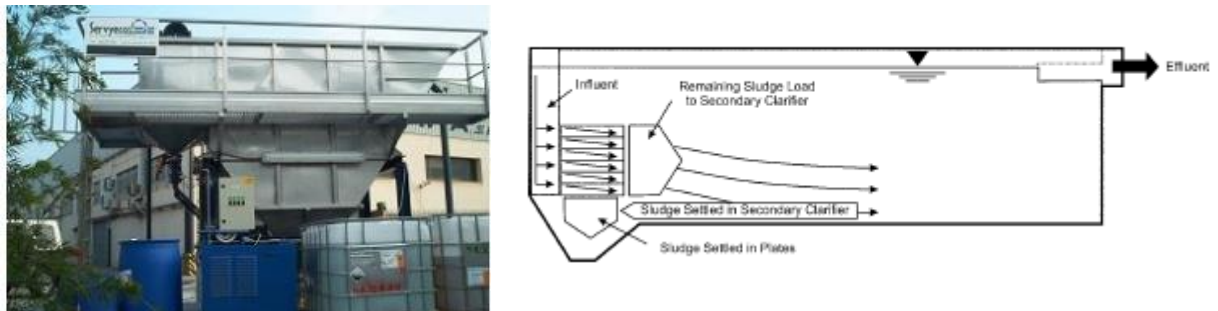


Figura 2.14 – Sedimentador de lamelas. Disponível em <http://www.servyeco.com> (consultado em outubro de 2013) e esquema de sedimentador de lamelas, Thomas 2005

2.3.4 Sedimentadores quadrados

Os sedimentadores quadrados são muito pouco utilizados nas estações de tratamento de águas residuais, sendo mais utilizados como sedimentadores secundários. Esse tipo de sedimentadores têm usualmente os mesmos mecanismos de recolha de lamas utilizados nos sedimentadores circulares. Por esta razão poderá haver acumulação de resíduos nos cantos, susceptíveis de causar problemas mecânicos no equipamento electromecânico do sedimentador, sendo necessário preencher os cantos, permitindo assim a utilização desses mecanismos e evitando a acumulação de lamas nos cantos.

Na tabela 2.1 apresenta-se um quadro com as vantagens e desvantagens dos diferentes tipos de sedimentadores.

Tabela 2.1 – Vantagens e desvantagens em função do tipo de sedimentador (Thomas, 2005)

	Sedimentador			
	circular	retangular	quadrado	de lamelas
Vantagens	Tempos de retenção menores para as lamas	Menores custos na construção		Rápida sedimentação de partículas sólidas
	Melhor efeito de filtragem	Maior fluxo e menor probabilidade de curto-circuito do que os sedimentadores circulares	Menor áreas de implantação	Aumento da eficiência de tratamento
	Baixos requisitos de manutenção			
	Mais simples e mais confiável no sistema de remoção das lamas	Perda de carga baixa para a distribuição de fluxo		Diminuição dos efeitos de gradiente de temperatura e vento
Desvantagens	Maior probabilidade de curto-circuito nas zonas periféricas	Maior aprisionamento de espuma e maior remoção	Acumulação de sólidos nos cantos	Operação instável
	Mais susceptíveis à acção do vento	Maior tempo de retenção para as lamas	Necessário instalar equipamento de limpeza	
	Perda de carga elevado na distribuição do fluxo	Menos eficaz para sólidos de alta carga	Estagnação nos cantos	
		Aumento na manutenção do colectores		

2.3.5 Critérios de dimensionamento dos sedimentadores

As dimensões típicas de sedimentadores circulares e retangulares são apresentados na tabela 2.2.

Na tabela 2.3 são apresentadas os principais critérios de dimensionamento utilizados nos sedimentadores primários. Existe dois tipos de critérios de dimensionamento, apresentadas na tabela, uma relativa a sedimentadores primários seguido de tratamento secundário, e outra de sedimentadores primários com retorno de lamas em excesso. Em sedimentadores rectangulares, os descarregadores devem ser dimensionados de maneira a ocuparem entre 33 e 50 % do comprimento do sedimentador (WEF, 1992), no caso de se considerar a localização e extensão do sedimentador, importante para a operação física de sedimentação.

Tabela 2.2 – Dimensões de sedimentadores circulares e rectangulares

Sedimentador	Diâmetro (m)	Altura (m)	Comprimento (m)	Largura (m)	Inclinação de fundo (°)
Circular	≤ 30	2-4	-	-	8-15
Rectangular	-	2-4	15-90	3-24	1/25

Tabela 2.3 – Critérios dimensionamento utilizados em sedimentadores primários

Item	Unidade	Gama	Valor usual
Sedimentador primário seguido de tratamento secundário			
Tempo de retenção	h	1.5-2.5	2
Taxa de aplicação superficial	m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	30-50	40
Descarregador	m ³ .m ⁻¹ .d ⁻¹	125-500	250
Sedimentador primário com retorno de lamas em excesso			
Tempo de retenção	h	1.5-2.5	2
Taxa de aplicação superficial	m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	24-32	28
Descarregador	m ³ .m ⁻¹ .d ⁻¹	125-500	250

2.4 Estudos sobre a sedimentação

Apresentam-se na presente secção vários estudos identificados em publicações da especialidade, relativos ao estudo da sedimentação de águas residuais, recorrendo a modelação física ou numérica.

2.4.1 Influência da posição da chicana na eficiência de remoção

Numa experiência realizada por Shahrokhi *et al.* (2013) foram feitos estudos em três zonas do sedimentador para investigar os efeitos das chicanas no campo de escoamento. Primeiro mediu-se a velocidade através de um velocímetro Doppler acústico (ADV), depois mediram-se as concentrações em diferentes posições no interior do sedimentador e por último foi calculada a eficiência de remoção no sedimentador primário. Os resultados obtidos nesta experiência mostram que a chicana a uma distância 0.125 m e de 0.20 m do início do tanque de sedimentação, melhora a eficiência do sedimentador.

Comparando um tanque sem chicana com um tanque com chicana, este último reduz a energia cinética e a velocidade ascendente do campo de escoamento.

Ao longo da experiência verificou-se também que as zonas de circulação são zonas mortas, porque a água está “presa” nessas regiões, e as partículas têm dificuldade a sedimentar. Essas zonas podem ser reduzidas através de uma localização apropriada da chicana, que funciona com uma barreira que reduz o tamanho das zonas mortas e suprime as velocidades de fluxo horizontais.

Conclui-se que após a construção do sedimentador se deve ter em atenção as características da fase sólida e líquida, da condição hidráulica no interior do sedimentador, para obter um aumento da eficiência do sedimentador.

2.4.2 Efeitos da configuração da entrada no padrão do escoamento nos sedimentadores primários

Através de uma modelação numérica realizada por Rostami *et al.* (2010) é possível determinar os efeitos da configuração de entrada nos sedimentadores primários. Para que

a energia seja dissipada logo na entrada do sedimentador é necessário determinar a melhor posição e configuração de entrada ou recorrer à utilização de chicanas.

Durante a realização deste modelo determinou-se que a dissipação de energia é o principal objetivo num projeto da entrada do sedimentador. O efeito das diferentes configurações de entrada sobre o padrão de fluxo foi determinado numericamente neste artigo. Comparando os diferentes resultados obtidos, verificou-se que o método VOF (*volume of fluid*) permite determinar com precisão os valores das velocidades no tanque de sedimentação.

Verificou-se também que ter mais do que uma abertura como entrada influencia na uniformidade do escoamento para as zonas de sedimentação e diminui a energia cinética e o tamanho da zona circulação.

2.4.3 Efeitos de uma chicana numa bacia de sedimentação

Foi realizada uma modelação numérica (Yoon e Lee, 2000b), que consiste na simulação de partículas sedimentáveis num sedimentador retangular e dos efeitos da localização e submersão das chicanas. O fluxo no sedimentador está directamente relacionado com a localização e a submersão da chicana e com o comprimento do sedimentador.

Os campos de velocidade e os perfis de concentrações foram simulados por um modelo matemático em função do caudal e da equação de transporte da vorticidade. Os resultados simulados nos campos de velocidade e nos perfis de concentrações foram comparados com os dados medidos e anotados.

A realização deste modelo permitiu determinar que a localização e a submersão das chicanas influenciam a eficiência de remoção dos sólidos suspensos. Este modelo também pode ser aplicado para tanques de sedimentação com duas aberturas de canal afluente.

2.4.4 Eficiência de remoção em tanques de sedimentação

Foi realizada uma investigação experimental (Yoon e Lee, 2000a) para estudar os efeitos da introdução de chicanas e de dois sistemas de efluentes quanto à eficiência de remoção do tanque.

Foi investigado o desempenho de um tanque de sedimentação retangular em laboratório com dois sistemas de efluentes por meio de medições de velocidade, caudal e através de curvas e de eficiência de remoção.

Nesta experiência foi utilizada água turva com argila como sólidos em suspensão para o estudo do desempenho do tanque de sedimentação. Para as condições de partículas não floculadas, a eficiência de remoção pode ser melhorada com a introdução de chicanas e com a colocação do efluente o mais longe possível da entrada.

2.4.5 Curto-circuito e a interface da densidade nos sedimentadores primários

Segundo Zhou *et al.* (1994), que realizaram um modelo numérico sobre o curto-circuito e a interface da densidade nos sedimentadores primários, uma diferença de temperatura no sedimentador primário pode originar um curto-circuito hidráulico significativo do afluente, devido às cargas hidráulicas muito baixas e à escala do sedimentador.

O objectivo deste modelo numérico foi simular um fluxo padrão instável devido a um curto-circuito e a interface da densidade num tanque de sedimentação através da introdução de uma chicana rectangular.

Conclui-se que uma forma de evitar o curto-circuito hidráulico é através da colocação de uma chicana no sedimentador e de uma única entrada de fluxo no sedimentador.

2.5 Semelhança hidráulica

Para simular o funcionamento de um sedimentador real em estações de tratamento de águas residuais recorrendo a um modelo reduzido em laboratório (Barbosa, 1997), é necessário recorrer à semelhança hidráulica.

A semelhança hidráulica estabelece relações entre escalas, através do estabelecimento da igualdade de números índices (número de Euler, Strouhal, Froude, Reynolds, Weber e Cauchy) em fenómenos semelhantes. Os números de Euler, Strouhal, Froude, Reynolds, Weber e Cauchy traduzem as ordens de grandezas relativas entre forças de inércia e, forças de pressão, pulsatórias, gravíticas, viscosas, de tensão superficial e elásticas, respectivamente.

Para o caso em estudo, onde interessam as forças gravíticas e as viscosas, os números mais relevantes são de Reynolds e de Froude.

O número de Reynolds traduz a relação entre as forças de inércia (F_{in}) e as forças de viscosas (F_{visc}), como mostra a equação 2.1,

$$Re = \frac{Ul}{\nu} = \frac{F_{in}}{F_{visc}} \quad (2.1)$$

O número de Froude, considerado para o estudo, representa a relação de grandeza entre as forças de inércia (F_{in}) e as forças gravíticas (F_{gr}), como se pode verificar na equação 2.2:

$$Fr = \frac{U^2}{gl} = \frac{F_{in}}{F_{gr}} \quad (2.2)$$

Para o estudo da semelhança é necessário definir um protótipo, que é um escoamento que se pretende estudar, e um modelo, que é um fenómeno semelhante ao escoamento em estudo.

Para que as condições de semelhança se cumpra, é necessário que para além de semelhança geométrica, se verifiquem as semelhanças de Froude, Euler, Strouhal, Reynolds, Weber e a Cauchy, ou seja, que os números índices respectivos sejam iguais no modelo e no protótipo.

Na maior parte dos casos é impraticável a semelhança completa, logo adopta-se a semelhança incompleta, onde se despreza a influência de outras forças e se consideram apenas as acções predominantes.

No entanto, as condições de semelhança de Reynolds e de Froude não são compatíveis se se usar o mesmo líquido no modelo e no protótipo. A compatibilização seria unicamente possível adoptando dois líquidos cujas propriedades permitissem obter iguais valores para as escalas de velocidades.

Segundo Quintela (2002), o critério de semelhança de Froude é utilizado no estudo em modelos reduzido de estruturas hidráulicas, onde há transformações de energia de pressão e posição na energia cinética, envolvendo portanto, forças de pressão, de gravidade e de inércia. Despreza-se assim o efeito das forças de viscosidade uma vez que o escoamento é

reduzido. No entanto a não consideração das forças de viscosidade leva a que haja perda de rigor na transposição dos resultados do modelo para o protótipo, perda essa tanto maior quanto a escala geométrica mais se afastar da unidade, traduzindo o efeito de escala. A semelhança de Froude adopta-se nas situações em as forças de gravidade sejam superiores às forças de viscosidade, como acontece nos regimes turbulentos completamente estabelecidos e em escoamentos determinados pela acção da gravidade, como os da superfície livre, incluindo descarregadores e orifícios. Nesta semelhança é necessário desprezar a tensão superficial e que a viscosidade enquanto mecanismo primário, não influencie o modelo. Como o caso em estudo é um modelo reduzido de um sedimentador, considera-se que o critério de semelhança de Froude é o mais adequado.

A aplicação da semelhança de Froude implica que o número de Froude seja igual no modelo (m) e no protótipo (p), como mostra as equações 2.3 e 2.4,

$$(Fr)_m = (Fr)_p \quad (2.3)$$

$$\frac{U_m^2}{gl_m} = \frac{U_p^2}{gl_p} \quad (2.4)$$

Admitindo que o modelo é realizado num local onde a aceleração gravítica é igual à do protótipo (ver equações 2.5 e 2.6)

$$\frac{U_m}{U_p} = \left(\frac{l_m}{l_p}\right)^{1/2} \quad (2.5)$$

$$\lambda_U = \lambda_l^{1/2} \quad (2.6)$$

expressão que permite relacionar as escalas de velocidade (λ_U) e de comprimento (λ_l).

As escalas relacionadas com a semelhança de Froude em função das grandezas, são apresentadas na tabela 2.4.

Estas escalas só são válidas se as condições gravíticas no modelo e no protótipo forem as mesmas.

Tabela 2.4 – Escalas adoptando semelhança de Froude

Escala	Expressão
Comprimento (λ_l)	λ_l
Tempo (λ_t)	$\lambda_l^{1/2}$
Velocidade (λ_v)	$\lambda_l^{1/2}$
Aceleração (λ_a)	1
Caudal (λ_Q)	$\lambda_l^{5/2}$
Força (λ_F)	$\lambda_p \lambda_l^3$
Energia (λ_E)	$\lambda_l^4 \lambda_p$
Pressão (λ_p)	$\lambda_p \lambda_l$

2.6 Incerteza experimental

Quando se realiza uma experiência em laboratório, pretende-se simular um caso real e durante a realização de ensaios ocorrem incertezas experimentais que têm de ser minimizadas para que a experiência seja fiável.

De acordo com Filipe *et al.* (2012), o conceito de erro de medição é a diferença algébrica entre o resultado da medição e o valor verdadeiro da grandeza submetida à medição (mensuranda). Usualmente não é possível determinar o erro de medição, porque se desconhece o verdadeiro valor da mensuranda. No entanto, é possível fazer estimativas do valor da incerteza da medição.

Assim o conceito de incerteza de medição corresponde ao intervalo à volta do valor medido, ou calculado, o qual se acredita que contém o valor exato. A incerteza do resultado de uma medição é constituída por diversas componentes, que podem ser agrupadas em dois tipos, A e B, dependendo do método utilizado para as quantificar. O tipo A corresponde à componente da incerteza resultante de um efeito aleatório em que é avaliada por métodos estatísticos por uma série de medições. O tipo B corresponde à componente da incerteza resultante de um efeito sistemático e é avaliada por métodos não estatísticos. Este tipo de classificação deve-se ao fato de algumas incertezas serem aleatórias ou sistemáticas, dependendo do tipo de medição.

Outro aspecto a ter em conta é a análise da incerteza (Coleman & Steele, 1999), que pode ser de dois tipos, análise da incerteza geral e a análise da incerteza detalhada.

A análise da incerteza geral consiste na medição de vários valores de diferentes variáveis, e na sua combinação numa equação de redução de dados para obter o valor do resultado desejado. Em algumas experiências, existem várias equações de redução de dados, onde cada uma fornece um determinado resultado, sendo o objetivo da experiência determinar como os resultados dependem uns dos outros.

Na análise da incerteza, os detalhes dos erros sistemáticos e aleatórios em cada variável medida são considerados e a propagação das incertezas sistemáticas e aleatórias nos resultados das experiências são analisados separadamente. Uma das razões para se considerarem estas aproximações, é que é útil nas fases de dimensionamento, das construções, na análise de dados e no relatório das fases da experiência onde se considera separadamente o componente sistemático e aleatório de incerteza.

Na propagação da incerteza, cada um dos sistemas de medição que são usados para medir os valores de cada variáveis individuais X_i , são influenciados por um grande número de fontes de incertezas elementares. Os efeitos destas incertezas elementares manifestam-se como uma incerteza aleatória e a incerteza sistemática no valor medido da variável. As incertezas das medições propagam-se através da equação de redução de dados e originam as incertezas sistemáticas e aleatórias nos resultados da experiência. O processo em análise pormenorizada da incerteza é investigar a contribuição das fontes de incerteza elementares sistemáticas, obtendo estimativas da incerteza sistemática e aleatória para cada variável medida, e usar a expressão da análise da incerteza para obter os valores da incerteza sistemática B_r e os valores da incerteza aleatória P_r do resultado experimental.

A equação geral da redução de dados é dada pela equação 2.8

$$r = r(X_1, X_2, \dots, X_n) \quad (2.7)$$

Onde r é o resultado experimental determinado a partir de J variáveis medidas, X_i .

$$U_r^2 = B_r^2 + P_r^2 \quad (2.8)$$

Onde,

$$B_r^2 = \sum_{i=1}^J \theta_i^2 B_i^2 + 2 \sum_{i=1}^{J-1} \sum_{k=i-1}^J \theta_i \theta_k B_{ik} \quad (2.9)$$

E

$$P_r^2 = \sum_{i=1}^J \theta_i^2 P_i^2 \quad (2.10)$$

Onde U_r , B_r e P_r são, respectivamente, a incerteza global, a incerteza sistemática e a incerteza aleatória, representadas nas equações 2.9 a 2.11; B_i e P_i são a incerteza sistemática e a incerteza aleatória.

Com base nestas equações, é possível determinar as incertezas experimentais gerais (U_r), sistemáticas (B_r) e aleatórias (P_r) dos ensaios laboratoriais.

2.7 Água residual sintética

A água residual sintética é normalmente usada em experiências laboratoriais para simular as águas residuais. A seleção da composição desta água baseia-se na composição dos esgotos domésticos e industriais. A água residual sintética é utilizada nas experiências para que os resultados esperados se aproximem da realidade e possam ser aplicados a casos reais.

A água residual sintética efectuada de água e argila já foi várias vezes utilizada em diferentes experiências laboratoriais (Yoon e Lee (2000a), Nopens, *et al.*, (2001), Fonseca (2012)), para simular a deposição das partículas no fundo do sedimentador, para visualizar a sua trajectória ao longo do sedimentador e analisar a eficiência dos sedimentadores primários. Existem outros tipos de águas residuais sintéticas tais como água com glicose e a água com fenol (Martins, 2008), já utilizadas em laboratório.

3. MÉTODO EXPERIMENTAL

3.1 Introdução

Neste capítulo descreve-se o sedimentador e a respetiva instalação experimental. Apresentam-se ainda os equipamentos utilizados, as condições experimentais, a incerteza experimental estimada e a metodologia experimental adoptada.

3.2 Instalação experimental

A instalação experimental foi construída e montada no Laboratório de Hidráulica e Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Civil da Universidade do Minho, em Azurém.

Optou-se por estudar um sedimentador retangular, visto que comparativamente a um sedimentador circular, este possibilita a visualização do escoamento e o seu desempenho depende da distribuição do escoamento e, logo, da configuração geométrica da entrada (Tchobanoglous *et al.*, 2003), cuja alteração se pretendia estudar.

Para a determinação das dimensões a adoptar no sedimentador em laboratório recorreu-se à semelhança de Froude. As escalas adotadas para a determinação das grandezas caudal, velocidade e tempo, a utilizar no modelo do sedimentador, foram referidas no capítulo 2, secção 2.6 (tabela 2.4).

Adoptaram-se relações entre a largura e o comprimento efetivo do sedimentador, e entre a altura e o comprimento efetivo do sedimentador, respetivamente iguais a 1:2 e 1:7, com base em esquemas de sedimentadores retangulares consultados em Tchobanoglous *et al.* (2003). Chama-se a atenção para o fato do comprimento efetivo do sedimentador corresponder ao comprimento do sedimentador sem contabilizar a zona da obra de entrada e possíveis chicanas. Por esta razão, a relação entre a largura e comprimento (L/C) de um sedimentador, identificada na secção 2.4.2 como podendo variar entre 1:3 e 1:5, difere da adoptada no presente modelo experimental.

Assim fixando o comprimento efetivo do sedimentador igual a 0.34 m, obteve-se uma largura de 0.17 m e uma altura de 0.048 m. Optou-se por um sedimentador de pequenas dimensões, pois assim é possível economizar água, visto a instalação operar em circuito aberto, isto é, utilizando a água uma vez e enviando-a para o esgoto do laboratório.

Determinaram-se as escalas de comprimento, de largura e de altura, através do quociente entre as dimensões anteriores e as dimensões típicas de um sedimentador (Tchobanoglous *et al.*, 2003): profundidade de 4.3 m, largura de 9.8 m e comprimento de 40.0 m. Como estas dimensões típicas não correspondem às mesmas relações entre largura e comprimento efetivo do sedimentador, e altura e comprimento efetivo do sedimentador, adoptadas para o modelo do sedimentador, não se obtém uma única escala geométrica. Assim, apresentam-se na tabela 3.1 quais seriam as dimensões do sedimentador caso fosse adotada uma escala geométrica baseada no comprimento, na largura ou na altura.

Tabela 3.1 – Determinação da secção do sedimentador através das escalas geométricas

Escala	Valor	Comprimento(m)	Altura (m)	Largura (m)	Volume (L)
Comprimento	0,009	0,34	0,037	0,083	1,035
Largura	0,017	0,693	0,075	0,17	8,799
Altura	0,011	0,441	0,0474	0,108	2,265

Recorrendo-se às escalas geométricas identificadas na tabela 3.1, determinaram-se as escalas da velocidade, do tempo de retenção e do caudal, aplicando as expressões da tabela 2.4. Depois calcularam-se, em função de cada escala, a taxa de aplicação superficial, o tempo de retenção e o caudal a utilizar no modelo experimental (tabelas 3.2 a 3.4). Nestas tabelas considerou-se que a taxa de aplicação superficial no protótipo pode variar entre um valor médio de $40 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e um caudal de ponta horário correspondente a $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Considerando as dimensões típicas de um sedimentador (Tchobanoglous *et al.*, 2003), obtém-se uma área de 392 m^2 , o que permite estimar que no protótipo o caudal varia entre 15680 e $39200 \text{ m}^3/\text{d}$.

As tabelas 3.2 a 3.4 permitem obter uma ordem de grandeza das variáveis caudal, tempo de retenção e taxa de aplicação superficial a utilizar no modelo experimental. No entanto, não se optou pela reprodução exata dos valores de uma das tabelas, por dificuldade de

estabelecer determinados valores experimentalmente, devido a limitações com os equipamentos.

Escala de comprimento:

Tabela 3.2 – Determinação do caudal, tempo de retenção e taxa de escoamento superficial através da escala de comprimento

Escala	Expressão/Valor	Valores no modelo para...
Velocidade	$\lambda_{\text{comprimento}}^{(1/2)}$	Taxa de aplicação superficial (m³/m²/dia)
	0,092	3,688-9,220
Tempo de retenção	$\lambda_{\text{comprimento}}^{(1/2)}$	Tretenção (h; min)
	0,092	0,184; 11,0
Caudal	$\lambda_{\text{comprimento}}^{(5/2)}$	Q (m³/dia)
	6,661E-06	0,104-0,261

Escala de largura:

Tabela 3.3 - Determinação do caudal, tempo de retenção e taxa de escoamento superficial através da escala de largura

Escala	Expressão/Valor	Valores no modelo para...
Velocidade	$\lambda_{\text{largura}}^{(1/2)}$	Taxa de aplicação superficial (m³/m²/dia)
	0,132	5,268-13,171
Tempo de retenção	$\lambda_{\text{largura}}^{(1/2)}$	Tretenção (h; min)
	0,132	0,263; 15,8
Caudal	$\lambda_{\text{largura}}^{(5/2)}$	Q (m³/dia)
	3,963E-05	0,621-1,554

Escala da altura:

Tabela 3.4 - Determinação do caudal, tempo de retenção e taxa de escoamento superficial através da escala de altura

Escala	Expressão/Valor	Valores no modelo para...
Velocidade	$\lambda_{\text{altura}}^{(1/2)}$	Taxa de aplicação superficial (m ³ /m ² /dia)
	0,106	4,226-10,565
Tempo de retenção	$\lambda_{\text{altura}}^{(1/2)}$	Tretenção (h; min)
	0,106	0,211; 12,7
Caudal	$\lambda_{\text{altura}}^{(5/2)}$	Q (m ³ /dia)
	1,317E-05	0,206-0,516

O sedimentador apresenta, então, as seguintes dimensões: 0.34 m de comprimento, 0.17 m de largura e 0.048 m de altura. Por uma questão de simplificação, utilizou-se um sedimentador de fundo horizontal. O sedimentador está apoiado num suporte metálico rígido com possibilidade de nivelamento. No seu interior existem três chicanas, sendo duas fixas e uma amovível, e dois descarregadores. Os descarregadores são verticais e retangulares, colocados paralelamente ao escoamento, apresentando uma extensão de 0.15 m (figuras 3.1 e 3.2), correspondendo a 30 % da extensão total do sedimentador e 44 % da extensão útil do sedimentador.

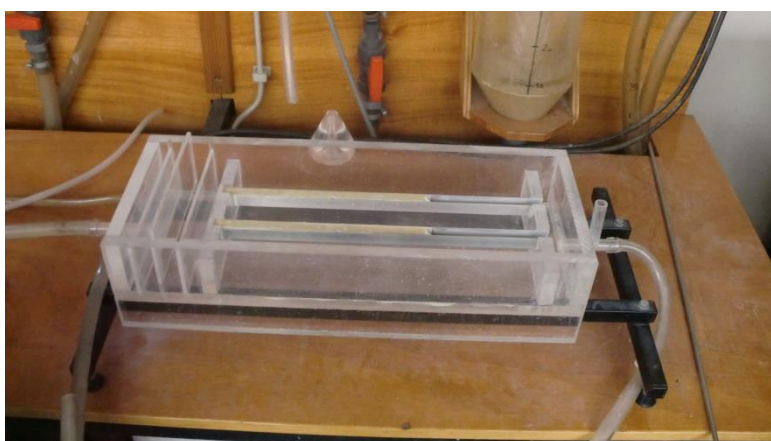


Figura 3.1 – Sedimentador

Na figura 3.2 está representado em corte o sedimentador, onde se representa a distância (D) a que a chicana amovível está posicionada face ao fundo do sedimentador. Quando a

chicana amovível se encontra colocada, a distância D pode apresentar os valores de 1, 2 e 3 cm para os diferentes ensaios.

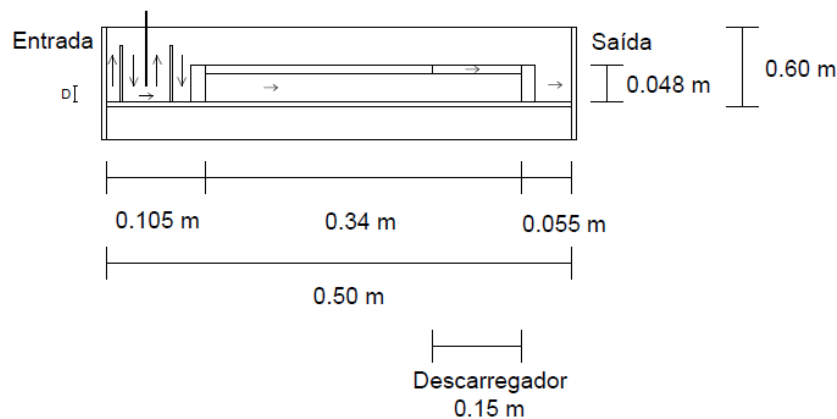


Figura 3.2 – Corte longitudinal do sedimentador

Para a realização dos ensaios laboratoriais utilizou-se água com caulino (Yoon e Lee (2000a), Nopens, *et al.*, (2001), Fonseca (2012)), para simular as águas residuais. O caulino é uma argila de partículas mais grossas e pesadas, e muito utilizadas nos ensaios laboratoriais pois permite que os resultados esperados se aproximem da realidade e possam ser aplicados a casos reais. O caulino, no interior do sedimentador e por ação da gravidade, tinha tendência a depositar-se no fundo.

A instalação experimental (figura 3.6) foi construída propositadamente para a presente dissertação. Era constituída por um reservatório de montante em 40 L de capacidade (figura 3.3), onde se preparava a mistura de água da torneira e caulino. Nesse reservatório colocou-se um agitador, para manter o caulino em suspensão, e uma bomba de aquário submersível, para elevar a solução de água e caulino para um depósito de nível constante (figura 3.4). O caudal em excesso descarregava por um *trop-plein* para o reservatório de montante da instalação, ajudando assim a que a solução no interior deste se mantivesse em constante agitação. O reservatório de nível constante, com capacidade de 8.4 L, alimentava por gravidade o sedimentador (figura 3.1). No sedimentador, a solução de água e caulino circulava pelas chicanas e enchia o sedimentador até ao nível dos descarregadores, sendo posteriormente descarregada para um reservatório de jusante, com 20 L de capacidade (figura 3.5).

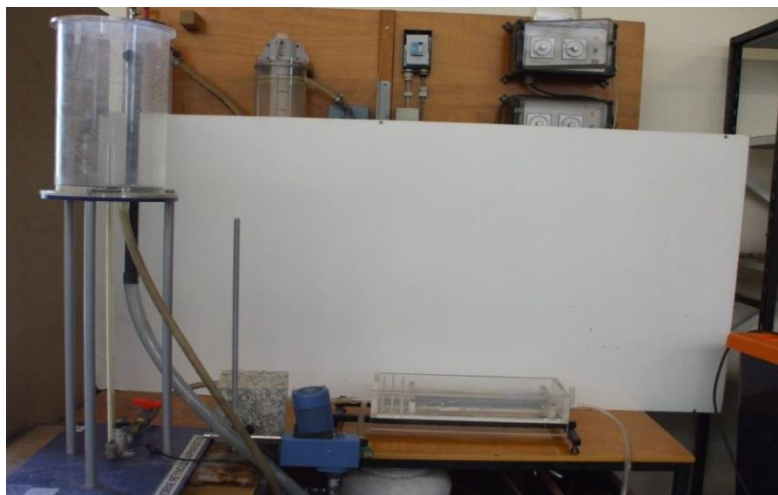


Figura 3.3 - Instalação experimental



Figura 3.4 – Reservatório de montante da instalação experimental



Figura 3.5 – Reservatório de nível constante



Figura 3.6 – Reservatório de jusante da instalação experimental

Para o funcionamento do sistema, foi necessário fazer um furo na tubagem de alimentação do sedimentador (figura 3.7) para poder recolher as amostras de água, e o outro à saída (figura 3.8), para arejamento do sistema e evitar que a descarga do sedimentador entrasse em carga, perturbando assim o escoamento no seu interior.



Figura 3.7 - Entrada do sedimentador



Figura 3.8 - Saída do sedimentador

O caudal do sistema era controlado por uma válvula situada na saída do depósito de nível constante.

3.3 Equipamentos de medição e visualização

Nesta subsecção descrevem-se os equipamentos de medição utilizados nos ensaios laboratoriais na instalação experimental, e o equipamento utilizado para a visualização do escoamento.

3.3.1 Equipamento de visualização

Para a visualização do escoamento no interior do modelo reduzido do sedimentador, foi utilizada uma câmara de filmar da Sony (figura 3.9), Handycam, HDR-XR105E. Através do *software* PMB integrado na câmara foi possível extrair imagens dos vídeos



Figura 3.9 – Câmara Sony, Handycam, HDR-XR105E

3.3.2 Medição da turvação

Para a determinação da concentração de caulino na água, foi necessário medir a turvação da água através de um turbidímetro (figura 3.10), HATCH 2100 Qis, cuja resolução nas medições é de 2 NTU (*Nephelometric Turbidity Units*).

A turvação numa água é causada por diversos materiais em suspensão, de tamanho e natureza variados, tais como, lamas, areias, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, compostos corados solúveis, plâncton e outros organismos microscópicos. A presença destes materiais em suspensão numa amostra de água causa a dispersão e a absorção da luz que atravessa a amostra, em lugar da sua transmissão em linha recta. A turvação é a expressão desta propriedade óptica e é indicada em termos de unidades de turvação NTU (*Nephelometric Turbidity Units*). Optou-se por relacionar a turvação com a concentração de caulino na água, visto este ser um método fiável e adequado para o controlo de processos numa ETAR (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

As medições de turvação foram efectuadas no reservatório de montante, à entrada do sedimentador e à saída do mesmo. Comparando os valores medidos no reservatório de montante e à entrada do sedimentador foi possível constatar que a turvação se mantinha constante, o mesmo acontecendo à concentração da solução de caulino e água. Comparando os valores medidos à entrada e à saída do sedimentador foi possível aferir a variação da concentração da solução de caulino e água no processo de sedimentação. Para o efeito eram retiradas amostras de solução de caulino e água, que eram imediatamente lidas no turbidímetro (figura 3.10). Como se constatou que havia alguma variabilidade

3.3.4 Determinação das concentrações

Para a determinação das concentrações de caulino na solução aquosa preparada a usar nos ensaios recorreu-se a uma balança digital (figura 3.12), And Electronic Balance, cuja resolução é de 0.01 g. Foi necessário fazer pesagens, na balança digital, de 4, 2 e 1 g.



Figura 3.12 - Balança digital And Electronic Balance

3.4 Condições experimentais

Estudou-se o fenómeno da sedimentação para diferentes caudais e concentrações de caulino na solução aquosa. Na tabela 3.5, apresentam-se as condições experimentais dos 40 ensaios realizados. Os ensaios 1 a 4 correspondem aos ensaios de visualização, realizados com água limpa, e os ensaios 4 a 40 correspondem aos ensaios de eficiência de remoção realizados com a solução de água e caulino. Para os ensaios 4 a 40, cada conjunto de quatro ensaios corresponde a ensaios realizados sem chicana, com a chicana a 3 cm, a 2 cm e a 1 cm do fundo do sedimentador, respetivamente.

Para a realização dos ensaios no modelo reduzido em laboratório foram determinados os caudais, as concentrações de caulino e os tempos de retenção a utilizar. Com base nas tabelas 3.2 a 3.4 estimou-se que o caudal no modelo poderia variar entre 0.072 e 1.079 L/min. Selecionou-se um caudal igual a 0.23 L/min, porque era o mínimo possível na instalação experimental. Para poder comparar os resultados com outros caudais, decidiu-se utilizar um caudal próximo do dobro, isto é igual a 0.50 L/min e um caudal de 0.35 L/min, que corresponde a um incremento de 50 % no caudal inicial. Os tempos de retenção utilizados foram estimados em função do caudal em questão e do volume do sedimentador. Para o menor caudal utilizado o tempo de retenção era igual a 13 minutos,

de acordo com o intervalo de valores estimado nas tabelas 3.2 a 3.4. Para os outros caudais não foi possível manter os tempos de retenção dentro desse intervalo de valores, no entanto manteve-se uma ordem de grandeza aproximada. Os ensaios foram realizados para uma duração máxima cerca de 5 vezes o tempo de retenção calculado, para se poder verificar quando o escoamento podia ser considerado permanente. Inicialmente as concentrações de caulino na solução de caulino e água estipuladas para os ensaios foram de 100, 200 e 300 mg/L, mas com a realização de ensaios exploratórios verificou-se que para concentrações superiores a 100 mg/L não era possível manter constante a concentração à entrada do sedimentador, por deficiências do sistema de mistura no reservatório de montante. Assim optou-se por recorrer a concentrações correspondentes a metade e a um quarto da máxima aconselhável, ou seja 50 e 25 mg/L.

3.5 Metodologia experimental

Descreve-se a seguir a metodologia experimental adoptada. Antes da realização dos ensaios era necessário estabelecer o caudal, recorrendo à válvula, colocar a chicana na posição a adotar e a concentração de caulino no depósito a montante do sedimentador.

Durante 10 minutos, o volume de água (40 L) que se encontrava no depósito a montante era agitado, através de um agitador de hélice, para que não existisse depósito de caulino no fundo e conseqüentemente alteração de concentração ao longo do ensaio. A bomba, que se encontra no depósito a montante, é ligada e o caudal começa a circular na instalação. No instante inicial, quando a água começava a circular para o depósito a jusante do sedimentador, eram medidos, no depósito a montante, à entrada do sedimentador e no depósito a jusante, a turvação e a temperatura. Decorrido um intervalo de tempo igual ao tempo de retenção e nos instantes seguintes, correspondentes ao dobro, triplo, quádruplo e quádruplo do tempo de retenção inicial, eram também medidas a turvação e a temperatura, no depósito a montante, à entrada do sedimentador e no depósito a jusante, para verificar quando a turvação começava a estabilizar. O ensaio terminava quando eram decorridos cinco tempos de retenção, desligando-se a bomba e procedendo-se à lavagem da instalação para a realização de outros ensaios.

Após a realização dos ensaios calculavam-se os rendimentos do sedimentador, para avaliar a sua eficiência de remoção. O rendimento (R) era obtido através da equação 3.1:

$$R = \frac{T_s - T_e}{T_e} \times 100 \quad (3.1)$$

onde T_s correspondia à turvação medida à saída do sedimentador e T_e correspondia à turvação medida à entrada.

Tabela 3.5 – Condições experimentais

Ensaio	Caudal (L/min)	Concentração (mg/L)	Tempo de retenção (min)	Taxa superficial (m/h)	Observações
1-2	0,23	-	13	0,24	S/ chicana, C/ chicana Desnivelado
3-4		-			S/ chicana, C/ chicana Nivelado
5-8	0,23	25	13	0,24	-
9-12		50			-
13-16		100			-
17-20	0,35	25	9	0,36	-
21-24		50			-
25-28		100			-
29-32	0,50	25	6	0,52	-
33-36		50			-
37-40		100			-

3.6 Incerteza experimental

Apresentam-se nesta secção as incertezas experimentais mais relevantes para o caso em estudo.

3.6.1 Incerteza experimental da concentração

A incerteza experimental das diferentes concentrações de caulino utilizadas durante os ensaios é dada pela equação 3.2.

$$\frac{U_C}{C} = \sqrt{\left(\frac{U_M}{M}\right)^2 + \left(\frac{U_V}{V}\right)^2} \quad (3.2)$$

em que C é a concentração de caulino, M a massa de caulino e V o volume de água.

A incerteza da massa de caulino é 5 mg, correspondendo a metade da menor divisão da escala utilizada para determinar a massa.

A incerteza na medição do volume de água é 0,05 L para volumes de 40 L.

Apresentam-se na tabela 3.6 as incertezas experimentais para as diferentes concentrações de caulino utilizadas nos ensaios.

Tabela 3.6 – Incerteza experimental para as diferentes concentrações

Concentração (mg/L)	Incerteza	
	absoluta, U_C (mg/L)	relativa, U_C/C
25	0,129	0,005
50	0,140	0,003
100	0,177	0,002

3.6.2 Incerteza experimental da secção

A incerteza experimental da secção utilizada para a realização dos ensaios é dada pela equação 3.3.

$$\frac{U_S}{S} = \sqrt{\left(\frac{U_{Comp}}{Comp}\right)^2 + \left(\frac{U_L}{L}\right)^2} \quad (3.3)$$

em que S é a secção do sedimentador, Comp é o comprimento do sedimentador e L a largura.

A largura e o comprimento foram determinados usando uma fita métrica. A incerteza das medições de comprimento é igual a 0.5 mm. Sendo a área da secção de 0,0578m², a largura de 0,17 m e o comprimento de 0,34 m, a incerteza experimental da secção é de 0,0033 m.

3.6.3 Incerteza experimental do caudal

A incerteza experimental dos diferentes caudais utilizados para a realização dos ensaios é dada pela equação 3.4.

$$\frac{u_Q}{Q} = \sqrt{\left(\frac{u_V}{V}\right)^2 + \left(\frac{u_T}{T}\right)^2} \quad (3.4)$$

em que Q corresponde ao caudal, V é o volume e T corresponde a duração temporal.

A incerteza na medição do volume de água (V) é igual a 0,02 L para volumes medidos com uma proveta de 500 mL. A duração temporal (T) foi determinada através de um cronómetro cuja incerteza é 0,2 s, valor obtido ligando e desligando o cronómetro o mais rapidamente possível.

Na tabela 3.7 apresentam-se as incertezas experimentais para os diferentes caudais utilizados nos ensaios.

Tabela 3.7 – Incerteza experimental para os diferentes caudais

Caudal (L/min)	Caudal (L/s)	Incerteza	
		absoluta, U_Q (L/s)	relativa, U_Q/Q
0,23	0,00383	0,00017	0,0436
0,35	0,00583	0,00013	0,0220
0,5	0,00833	0,00024	0,0292

3.6.4 Incerteza experimental da taxa de aplicação superficial

A incerteza experimental das diferentes taxas de aplicação superficial utilizadas para a realização dos ensaios é dada pela equação 3.5.

$$\frac{u_{VI}}{VI} = \sqrt{\left(\frac{u_Q}{Q}\right)^2 + \left(\frac{u_S}{S}\right)^2} \quad (3.5)$$

em que VI é a taxa de aplicação superficial, Q o caudal e S a secção do sedimentador.

Na tabela 3.8 apresentam-se as incertezas experimentais para as diferentes velocidades utilizadas nos ensaios.

Tabela 3.8 – Incerteza experimental para as diferentes taxas de aplicação superficial

Taxa de aplicação superficial (m/s)	Incerteza	
	absoluta, U_{V1} (m/s)	relativa, U_v/V
$6,632 \cdot 10^{-5}$	0,0000029	0,044
0,000144	0,0000034	0,0236
0,000101	0,0000031	0,0305

3.6.5 Incerteza experimental da turvação

A incerteza experimental da turvação é função da resolução do turbidímetro Hatch 2100 Qis. Após uma análise cuidada ao catálogo do turbidímetro conclui-se que a incerteza experimental da turvação é 0,02.

3.6.6 Incerteza experimental da temperatura

A incerteza experimental da temperatura é função da resolução do aparelho de medição Hanna Instruments Hi 8424. Após a leitura do catálogo do aparelho, conclui-se que a incerteza experimental é 0,4 °C.

3.6.7 Incerteza experimental do rendimento

A incerteza experimental do rendimento é função da turvação obtida nos ensaios laboratoriais através do turbidímetro e é dada pela equação 3.6.

$$\frac{U_R}{R} = \sqrt{\left(\frac{U_{T_s}}{T_s}\right)^2 + \left(\frac{U_{T_e}}{T_e}\right)^2} \quad (3.6)$$

em que R é o rendimento, T_s corresponde à turvação à saída do sedimentador e T_e corresponde à turvação à entrada.

A incerteza experimental da turvação à entrada e saída do sedimentador é a mesma e é igual a 0,02. Nas tabelas 3.9 a 3.11 apresentam-se as diferentes incertezas experimentais dos rendimentos estimados, para diferentes caudais, diferentes geometrias da chicana e diferentes concentrações de caulino. As incertezas apresentadas nas tabelas 3.9 a 3.11, correspondem a um intervalo de valores, pois existe uma incerteza experimental mínima e máxima para cada ensaio.

Verifica-se que a incerteza experimental relativa do rendimento para o caudal de 0,23 L/min varia entre 0,013 e 0,068. No caso de um caudal de 0,35 L/min varia entre 0,012 e 0,072. Para o caudal de 0.5 L/min, apresenta-se uma incerteza experimental a variar entre 0,009 e 0,056.

Tabela 3.9 – Incerteza experimental do rendimento para um caudal de 0.23 L/min

Posição da chicana, D (cm)	Concentração (mg/L)	Incerteza relativa U_R/R	Ensaio
S/chicana	25	0,035-0,052	5
3		0,035-0,049	6
2		0,047-0,052	7
1		0,060-0,068	8
S/chicana	50	0,024-0,040	9
3		0,024-0,039	10
2		0,030-0,032	11
1		0,031-0,037	12
S/chicana	100	0,013-0,021	13
3		0,027-0,035	14
2		0,016-0,024	15
1		0,016-0,020	16

Tabela 3.10 - Incerteza experimental do rendimento para um caudal de 0.35 L/min

Posição da chicana, D (cm)	Concentração (mg/L)	Incerteza relativa U_R/R	Ensaio
S/chicana	25	0,031-0,047	17
3		0,035-0,040	18
2		0,035-0,052	19
1		0,044-0,072	20
S/chicana	50	0,016-0,037	21
3		0,021-0,063	22
2		0,024-0,047	23
1		0,018-0,013	24
S/chicana	100	0,012-0,031	25
3		0,015-0,019	26
2		0,013-0,022	27
1		0,016-0,024	28

Tabela 3.11 - Incerteza experimental do rendimento para um caudal de 0.50 L/min

Posição da chicana, D (cm)	Concentração (mg/L)	Incerteza relativa U_R/R	Ensaio
S/chicana	25	0,025-0,029	29
3		0,022-0,035	30
2		0,033-0,055	31
1		0,040-0,045	32
S/chicana	50	0,017-0,021	33
3		0,021-0,033	34
2		0,018-0,032	35
1		0,035-0,056	36
S/chicana	100	0,010-0,014	37
3		0,009-0,013	38
2		0,11-0,018	39
1		0,015-0,017	40

Os valores da incerteza experimental apresentados anteriormente são aceitáveis, uma vez que existem sempre incertezas em experiências laboratoriais, e os valores apresentados podem ser considerados baixos. Assim os resultados obtidos podem ser analisados com maior confiança.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Introdução

Neste capítulo apresentam-se os resultados experimentais obtidos e efetua-se a sua análise.

4.2 Resultados experimentais

Apresentam-se os resultados obtidos quanto à visualização do escoamento (secção 4.2.1) e à eficiência de remoção do sedimentador (secção 4.2.2).

4.2.1 Visualização do escoamento

Efetuiu-se a visualização do escoamento no interior e na superfície livre do modelo reduzido do sedimentador. Adotou-se um caudal constante e igual ao mínimo estudado (0.23 L/min), e estudaram-se unicamente as configurações com chicana (a uma distância de 1 cm do fundo) e sem chicana. Utilizaram-se como traçadores para a visualização, azul de metileno e polipropileno em pó. O azul de metileno permitiu analisar a existência de zonas mortas no escoamento e visualizar o que acontecia em profundidade. Como o polipropileno em pó é menos denso que a água, foi utilizado para visualizar o escoamento na superfície livre do sedimentador.

As figuras 4.1 a 4.4 ilustram o escoamento da água para um caudal de 0.23 L/min e sem utilização da chicana.

Foi colocado, através de uma seringa, azul de metileno no início do sedimentador, e verificou-se que o escoamento da água tende a vir só por um lado, como mostra a figura 4.1.

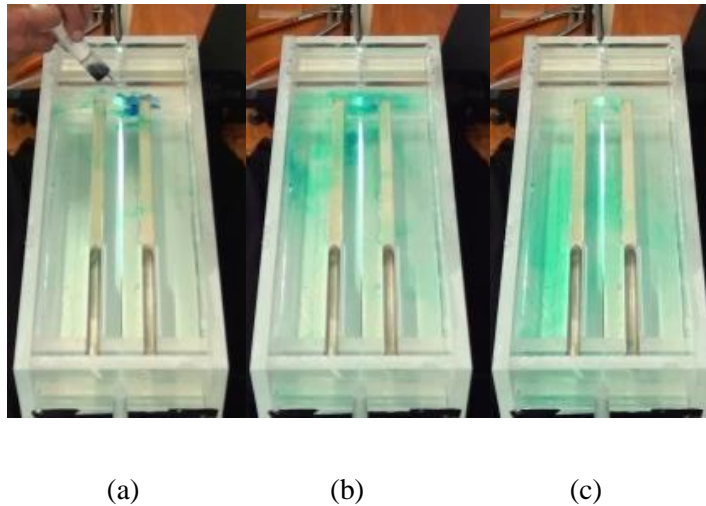


Figura 4.1 – Visualização recorrendo a azul de metileno do escoamento sem utilização da chicana, em que (a) $t=0$ s, (b) $t=10$ s e (c) $t=20$ s

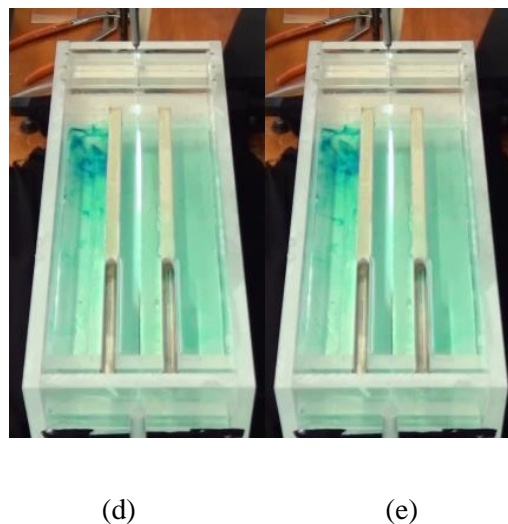
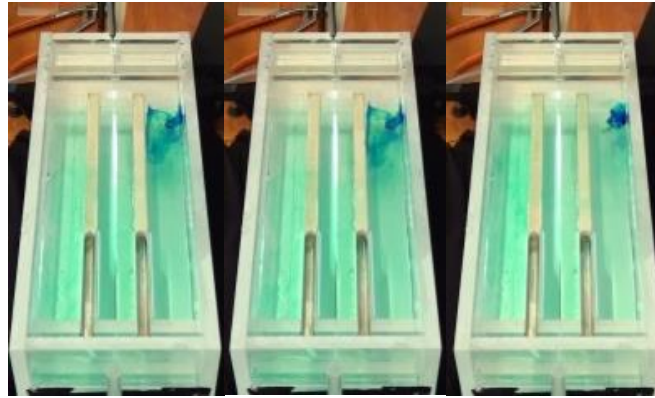


Figura 4.2 – Colocação de azul de metileno no canto superior esquerdo do sedimentador, em que (d) $t=60$ s e (e) $t=80$ s

Para verificar se existem zonas mortas no sedimentador, colocou-se azul de metileno no canto superior esquerdo. Apura-se, através da figura 4.2, que o azul de metileno demora a deixar essa zona e a escoar para a saída do sedimentador.

Através da análise da figura 4.3, onde se colocou azul de metileno no canto superior direito, verifica-se que existe também uma zona morta no sedimentador, com maior extensão do que a zona morta no canto superior esquerdo.

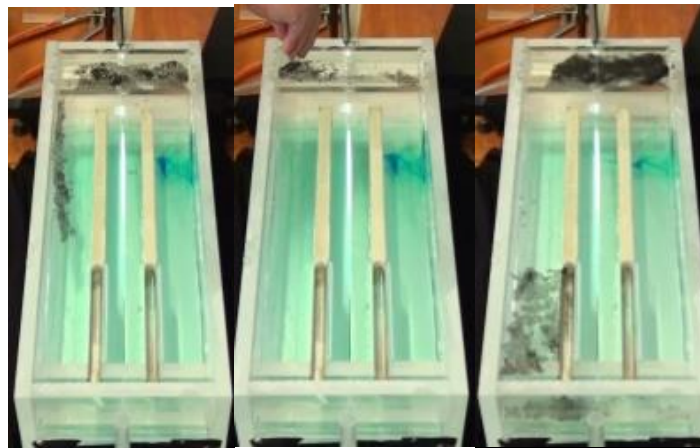


(f)

(g)

(h)

Figura 4.3 - Colocação de azul de metileno no canto superior direito do sedimentador, em que (f) $t= 90s$, (g) $t= 120s$ e (h) $t= 150s$



(i)

(j)

(k)

Figura 4.4 – Colocação do polipropileno em pó no sedimentador sem chicana, em que (i) $t= 200s$, (j) $t= 202s$ e (k) $t= 206s$

Como se pode ver na figura 4.4, colocou-se o polipropileno em pó na entrada do sedimentador, para ver o efeito superficial, e verificou-se, também, que o escoamento tendia para um lado. Também se verificou que o azul de metileno ainda se encontrava concentrado, embora em menor quantidade, no canto superior direito do sedimentador.

As figuras 4.5 e 4.6 demonstram o escoamento da água para um caudal de 0.23 L/min e com utilização da chicana a 1 cm de altura em relação à base.

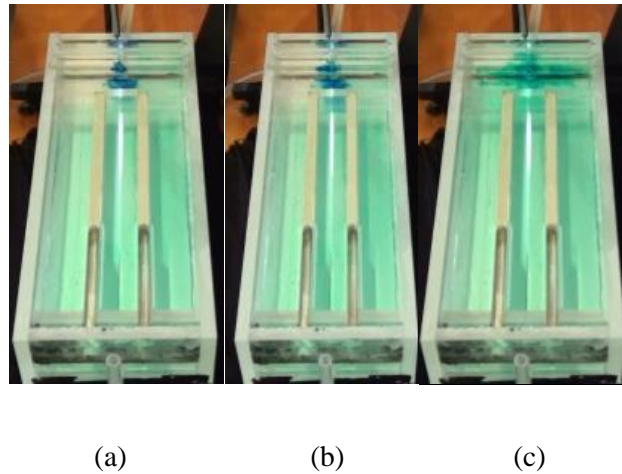


Figura 4.5 – Colocação do azul de metileno no início do sedimentador com chicana, em que (a) $t=0s$, (b) $t=10s$ e (c) $t=20s$

Através de uma seringa colocou-se azul de metileno na entrada do sedimentador, e verificou-se (figura 4.5) que o líquido acompanhou o movimento da água e passou por baixo da chicana, posicionada a 1 cm do fundo.

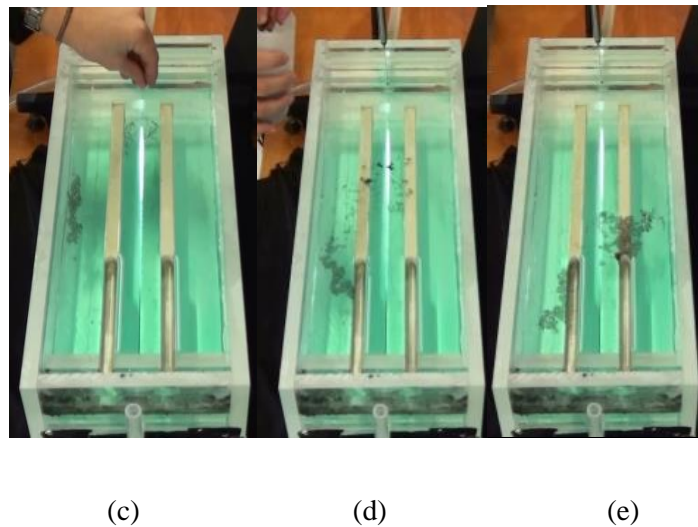


Figura 4.6 – Colocação do polipropileno em pó no sedimentador, em que (c) $t=60s$, (d) $t=62s$ e (e) $t=64s$

Foi colocado polipropileno em pó no sedimentador (figura 4.6), e verificou-se que o escoamento continuava a tender para um lado.

Após a visualização do escoamento com e sem chicana, concluiu-se que era necessário o nivelamento do sedimentador, para um melhor escoamento da água. O nivelamento foi feito através de uma bolha de nível ajustando o suporte metálico do sedimentador.

As figuras 4.7 a 4.10 mostram o escoamento da água para um caudal de 0.23 L/min, sem utilização da chicana e com o sedimentador nivelado.

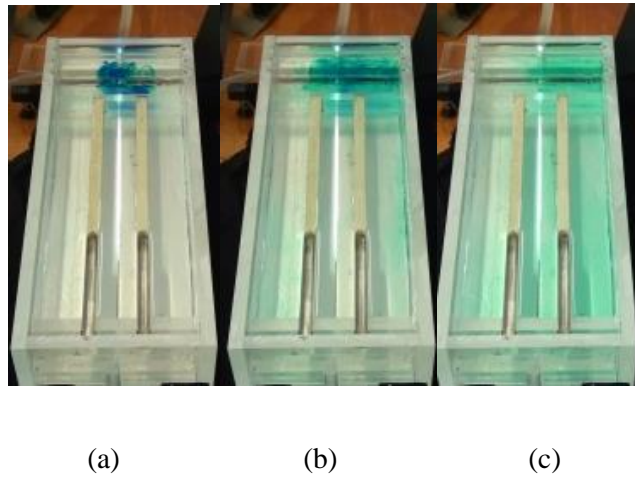


Figura 4.7 - Visualização do escoamento com azul de metileno sem utilização da chicana, nivelado, em que (a) $t=0s$, (b) $t=2s$ e (c) $t=8s$

Foi colocado azul de metileno na entrada do sedimentador, tendo-se verificado que o escoamento da água está uniformemente distribuído pelo sedimentador (figura 4.7).

Para verificar se ainda persistiam zonas mortas no sedimentador, agora nivelado, foi colocado azul de metileno no canto superior direito. Verificou-se que ainda existia uma zona morta, mas que o fluído demorava menos tempo a escapar desta região escoando em direção ao fundo do sedimentador (figura 4.8).

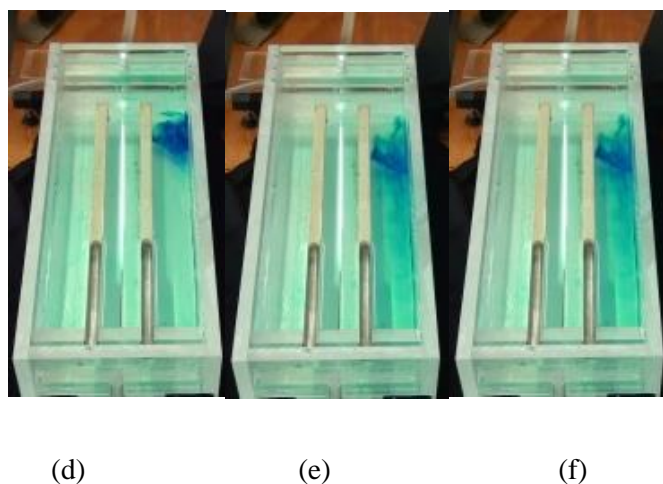
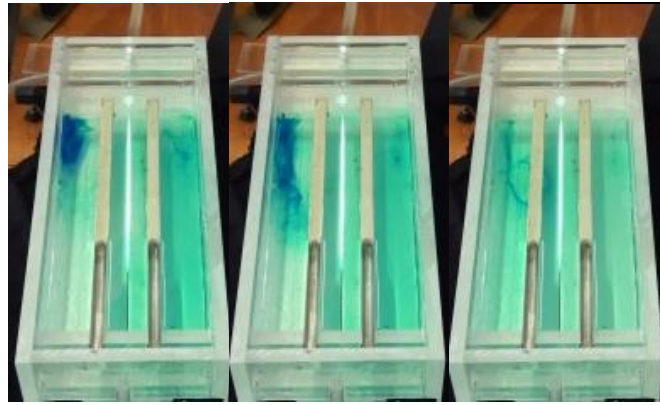


Figura 4.8 – Colocação de azul de metileno no canto superior direito do sedimentador nivelado, em que (d) $t=30s$, (e) $t=35s$ e (f) $t=40s$



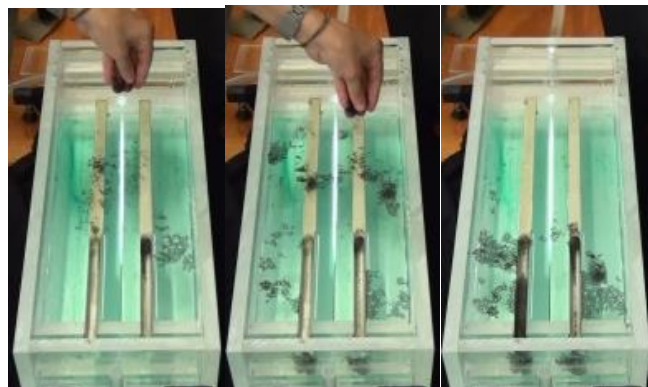
(g)

(h)

(i)

Figura 4.9 - Colocação de azul de metileno no canto superior esquerdo do sedimentador nivelado, em que (g) $t = 50s$, (h) $t = 55s$ e (i) $t = 60s$

Existe ainda uma zona morta, no canto superior esquerdo, como se pode ver através da figura 4.9, após a colocação do azul-de-metileno, embora seja de menor duração da anterior, quando o sedimentador não se encontrava nivelado.



(j)

(k)

(l)

Figura 4.10 - Colocação do polipropileno em pó no sedimentador nivelado, em que (j) $t = 70s$, (k) $t = 72s$ e (l) $t = 74s$

Para identificar o escoamento superficial, foi colocado polipropileno em pó no sedimentador, e apurou-se (figura 4.10), que o escoamento era praticamente uniforme ao longo do sedimentador, agora nivelado.

As figuras 4.11 a 4.14 mostram o escoamento da água para um caudal de 0.23 L/min, com utilização da chicana e com o sedimentador nivelado.

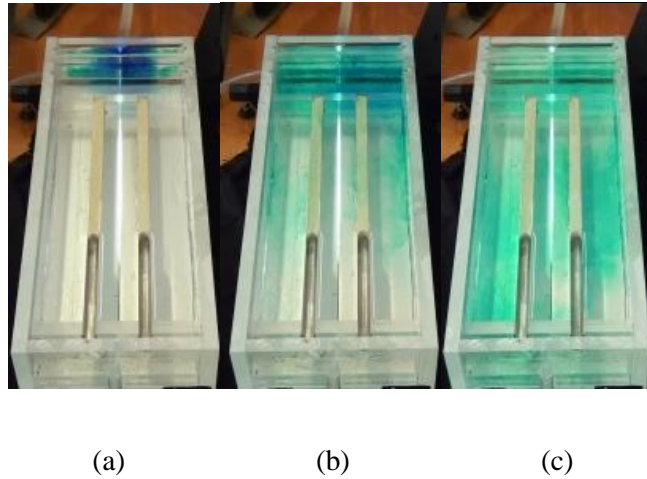


Figura 4.11 - Visualização do escoamento com azul de metileno com utilização da chicana, nivelado, em que (a) $t=0s$, (b) $t= 5s$ e (c) $t= 15s$

Colocou-se azul de metileno no sedimentador nivelado com a chicana a 1 cm do fundo e verificou-se que o líquido passava por baixo da chicana acompanhando o movimento da água (figura 4.11). Apurou-se também que o líquido se distribuía de forma uniforme no sedimentador.

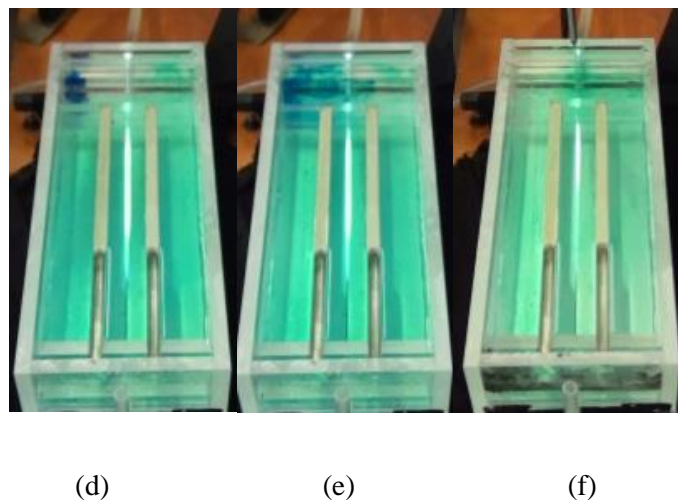
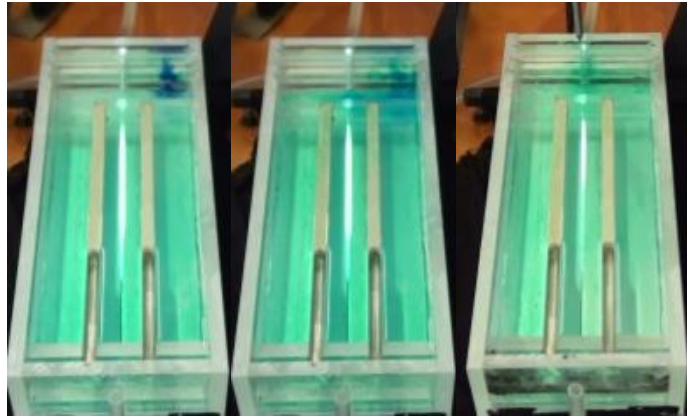


Figura 4.12 - Colocação de azul de metileno no canto superior esquerdo do sedimentador nivelado, em que (d) $t= 30s$, (e) $t= 32s$ e (f) $t= 35s$

Foi colocado azul de metileno no canto superior esquerdo do sedimentador nivelado e apurou-se que já não existia aí uma zona morta, pois ao colocar o líquido este espalhou-se rapidamente (figura 4.12).



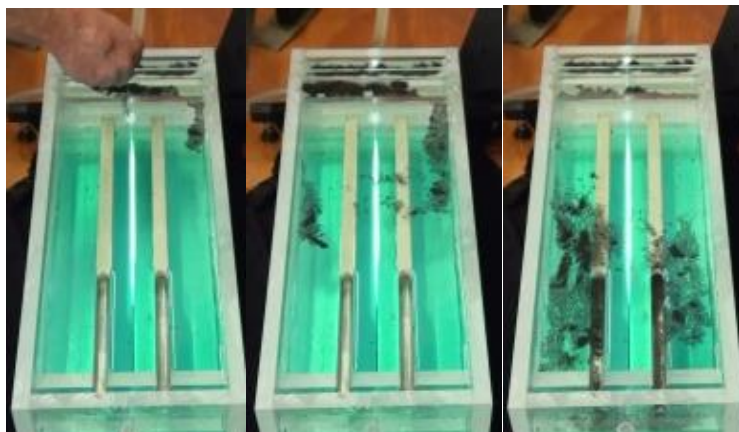
(g)

(h)

(i)

Figura 4.13 – Colocação de azul de metileno no canto superior direito do sedimentador nivelado, em que (g) $t= 40s$, (h) $t= 45$ e (i) $t=50s$

Como se pode verificar através da figura 4.13, também não existe mais a zona morta no canto superior direito, pois após a colocação do líquido no canto superior direito, este espalhou-se rapidamente.



(j)

(k)

(l)

Figura 4.14 - Colocação do polipropileno em pó no sedimentador nivelado, em que (j) $t= 65s$, (k) $t= 69s$ e (l) $t= 72s$

Colocou-se polipropileno em pó (figura 4.14), para ver o escoamento superficial, e verificou-se que o polímero se espalha uniformemente ao longo do sedimentador.

4.2.2 Eficiência de remoção

Os ensaios relativos à determinação da eficiência de remoção foram realizados com o sedimentador perfeitamente nivelado. Em ensaios exploratórios realizados constatou-se que o escoamento só se tornava permanente a partir do segundo instante temporal, correspondente a um tempo de ensaio decorrido igual a duas vezes o tempo de retenção. Assim, e por questão de prudência, adotou-se uma duração dos ensaios igual a cinco vezes o respetivo tempo de duração.

4.2.2.1 Eficiência de remoção para um caudal de 0.23 L/min

Apresentam-se graficamente nas figuras 4.15 a 4.18 os resultados obtidos para um caudal de 0.23 L/min, um tempo de retenção de 13 minutos, 65 minutos de duração total do ensaio, para as quatro geometrias e três concentrações utilizadas.

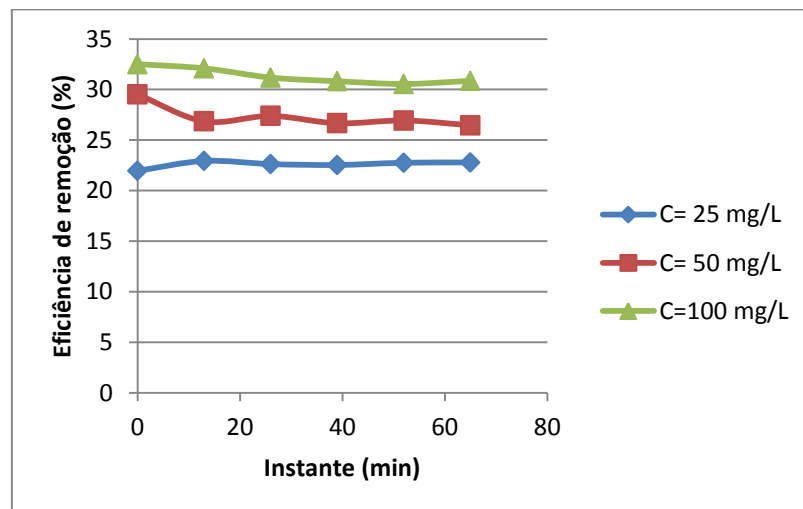


Figura 4.15 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.23 L/min, sem chicana, ensaios n° 5,9 e 13

A remoção de caulino, sem chicana (figura 4.15), é mais eficiente para uma concentração de 100 mg/L (cerca de 31 %) enquanto que para uma concentração de 50 mg/L e 25 mg/L apresenta um rendimento de, respetivamente, 27 % e 23 %. Ao fim de 26 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

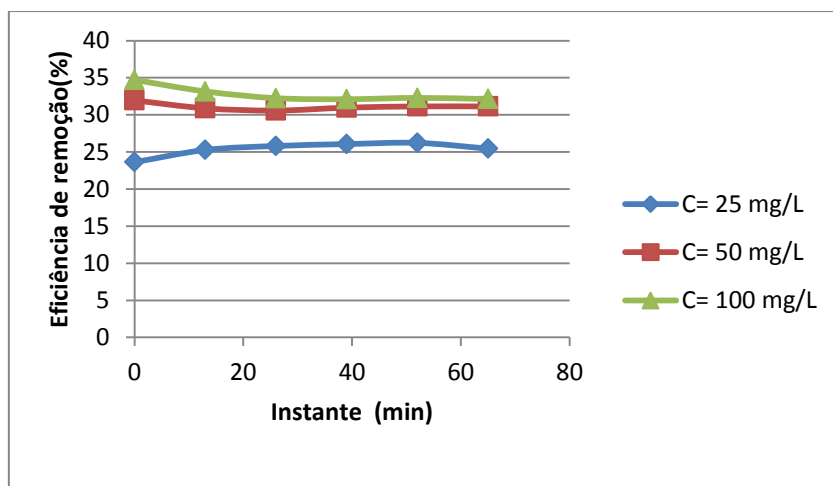


Figura 4.16 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.23 L/min com uma altura da chicana igual a 3 cm, em relação à base, ensaios nº 6,10 e 14

Para uma altura da chicana de 3 cm (figura 4.16), os rendimentos são ligeiramente superiores aos verificados nos ensaios realizados sem chicana. O rendimento continua a ser mais elevado para uma concentração de caulino de 100 mg/L (cerca de 32 %) enquanto que para concentração de 50 mg/L e 25 mg/L apresenta valores de 31 % e 26 %, respetivamente. Ao fim de 26 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

Para uma altura da chicana de 2 cm (figura 4.17), apresenta um rendimento superior aos rendimentos de uma altura da chicana de 3 cm. A remoção de caulino continuar a ser mais eficiente para uma concentração de 100 mg/L, cerca de 34 %, enquanto que para concentrações de 50 mg/L e 25 mg/L apresentam valores de 33 % e 29 %, respetivamente. Ao fim de 26 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

A figura 4.18 apresenta um rendimento maior do que para alturas de chicana de 3 e 2 cm e mesmo sem chicana. O rendimento para concentrações de 100 mg/L de caulino é a mais elevada, cerca de 39 %, enquanto que para concentrações de 50 mg/L e 25 mg/L, o rendimento é 36 % e 31 %, respetivamente. Ao fim de 26 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

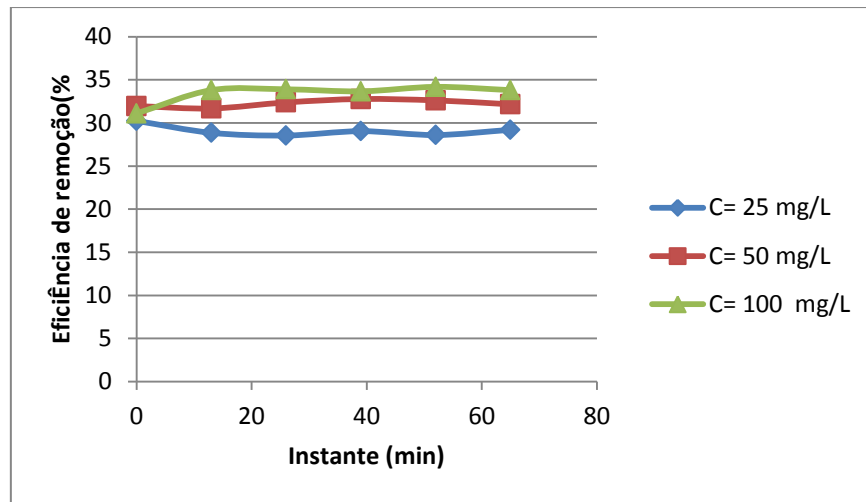


Figura 4.17 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.23 L/min com uma altura da chicana igual a 2 cm, em relação à base, ensaios nº 7,11 e 15

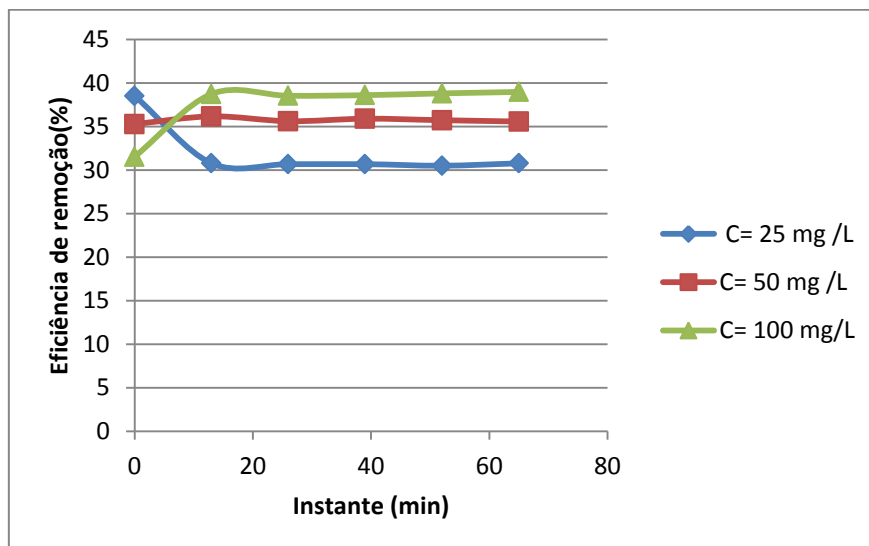


Figura 4.18 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.23 L/min com altura da chicana igual a 1 cm, em relação à base, ensaios nº 8,12 e 16

4.2.2.2 Eficiência de remoção para um caudal de 0.35 L/min

Nas figuras 4.19 a 4.22 apresentam-se os resultados obtidos para um caudal de 0.35 L/min, um tempo de retenção de 9 minutos, 45 minutos de duração total do ensaio, para as quatro geometrias e três concentrações utilizadas.

O rendimento do sedimentador sem a utilização da chicana (figura 4.19), apresenta maiores valores para uma concentração de 100 mg/L, cerca de 28 % enquanto que para concentrações de caulino de 50 mg/L e 25 mg/L o rendimento é 25 % e 21 %, respectivamente.

respetivamente. Ao fim de 18 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

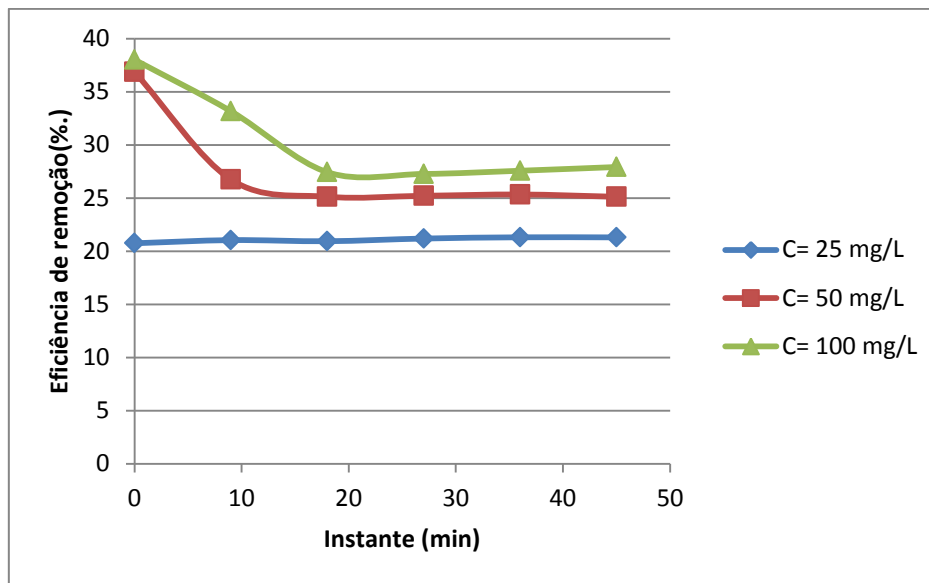


Figura 4.19 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.35 L/min, sem chicana, ensaios nº 17,21 e 25

Para uma altura da chicana de 3 cm (figura 4.20), apresenta um rendimento superior em relação aos ensaios realizados sem chicana. A remoção mais eficiente continua a ser para concentrações de caulino de 100 mg/L, cerca de 30 %, enquanto para concentrações de 50 mg/L e 25 mg/L, o rendimento apresenta valores de 27 % e 23 %, respetivamente. Ao fim de 18 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

O rendimento, para uma altura da chicana de 2 cm (figura 4.21), é superior em relação aos rendimentos para alturas de chicana de 3 cm. O rendimento continua a ser mais elevado para concentrações de caulino de 100 mg/L, 31 %, enquanto que para concentrações de 50 mg/L e 25 mg/L, o rendimento é de 29 % e 24 %, respetivamente. Ao fim de 18 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

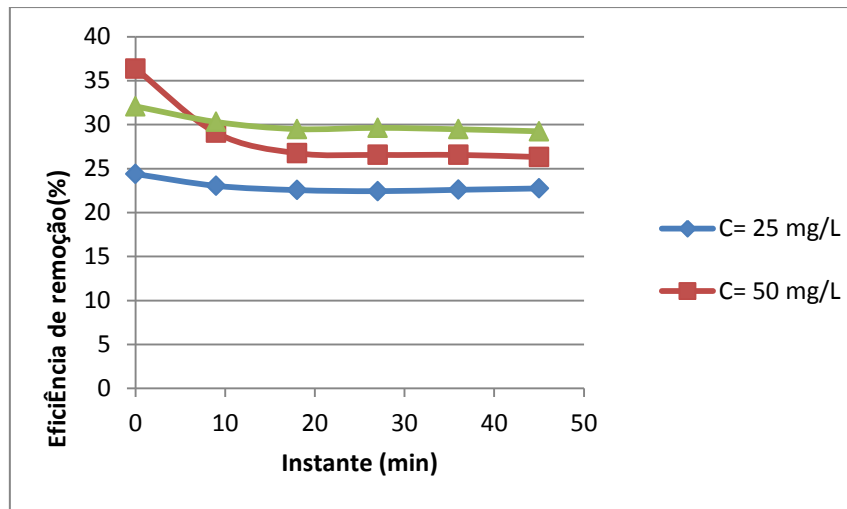


Figura 4.20 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.35 L/min com uma altura da chicana igual a 3 cm, em relação à base, ensaios nº 18,22 e 26

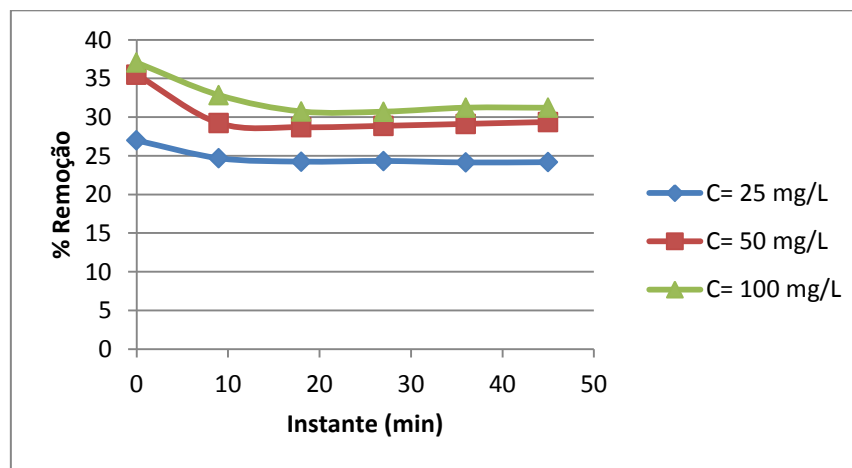


Figura 4.21 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.35 L/min com uma altura da chicana igual a 2 cm, em relação à base, ensaios nº 19,23 e 27

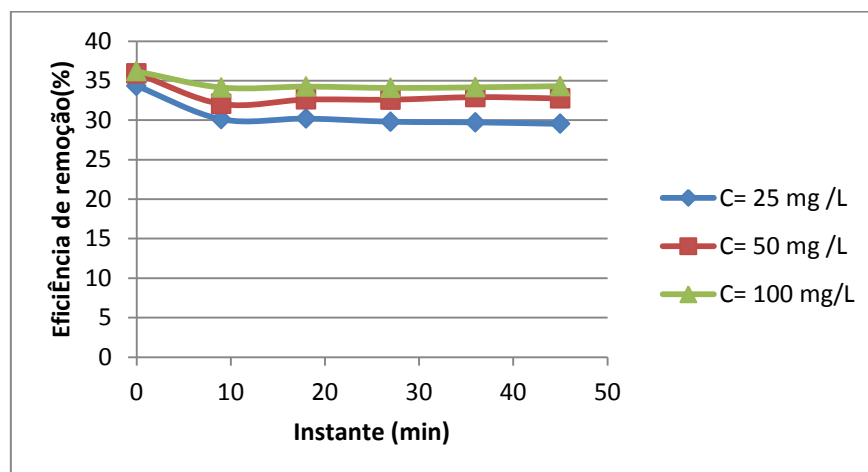


Figura 4.22 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.35 L/min com altura da chicana igual a 1 cm, ensaios nº 20,24 e 28

Para uma altura da chicana de 1 cm (figura 4.22), apresenta um rendimento maior do que para alturas de chicana de 3 e 2 cm e mesmo sem chicana. O rendimento para concentrações de 100 mg/L de caulino é a mais elevada, cerca de 34 %, enquanto que para concentrações de 50 mg/L e 25 mg/L, o rendimento é 33 % e 30 %, respetivamente. Ao fim de 18 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

4.2.2.3 Eficiência de remoção para um caudal de 0.50 L/min

Por último, nas figuras 4.23 a 4.26 apresentam-se os resultados obtidos para um caudal de 0.5 L/min, um tempo de retenção de 6 minutos, 30 minutos de duração total do ensaio, para as quatro geometrias e três concentrações utilizadas.

O rendimento do sedimentador sem a utilização da chicana (figura 4.23), apresenta maiores valores para uma concentração de 100 mg/L, cerca de 25 % enquanto que para concentrações de caulino de 50 mg/L e 25 mg/L, o rendimento é 20 % e 17 %, respetivamente. Ao fim de 12 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

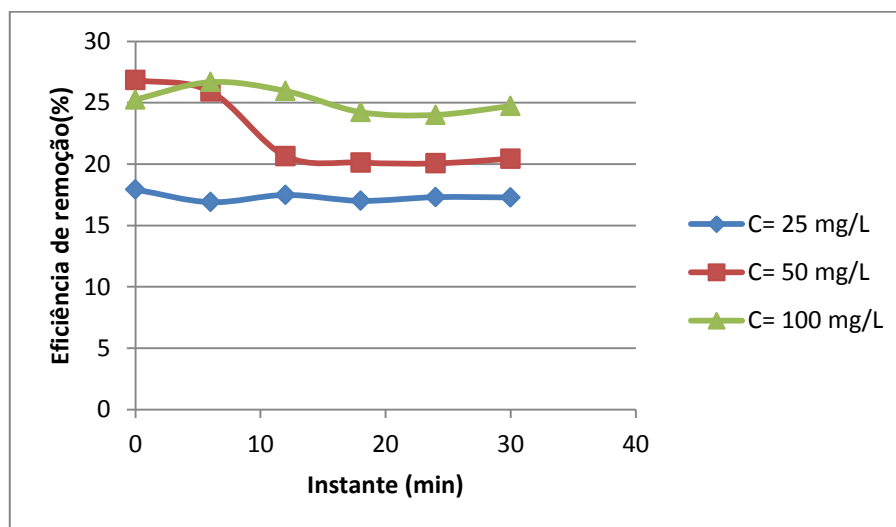


Figura 4.23 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.50 L/min, sem chicana, ensaios nº 29,33 e 37

Para uma altura da chicana de 3 cm (figura 4.24), apresenta um rendimento ligeiramente superior aos ensaios realizados sem chicana. O rendimento continua a ser mais elevado para uma concentração de caulino de 100 mg/L (cerca de 26 %) enquanto que para concentrações de 50 mg/L e 25 mg/L apresenta rendimentos de 21 % e 18.5 %,

respetivamente. Ao fim de 12 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

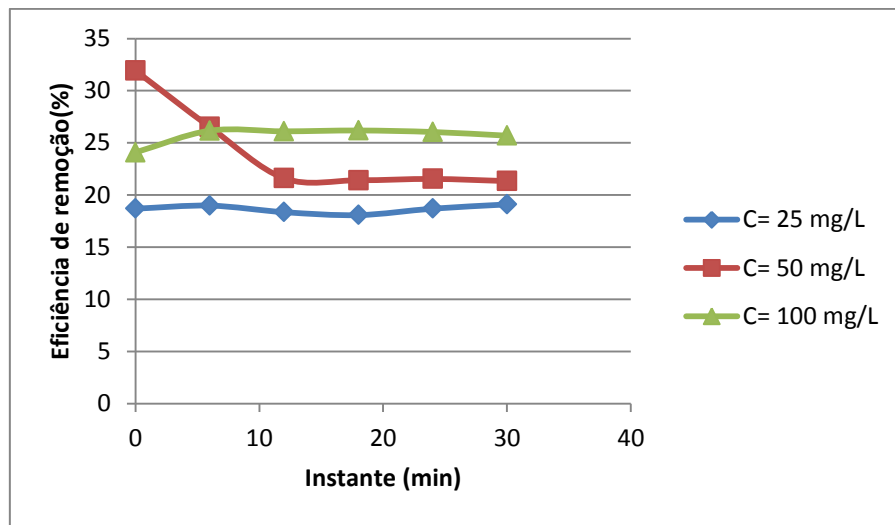


Figura 4.24 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.50 L/min com uma altura da chicana igual a 3 cm, em relação à base, ensaios nº 30,34 e 38

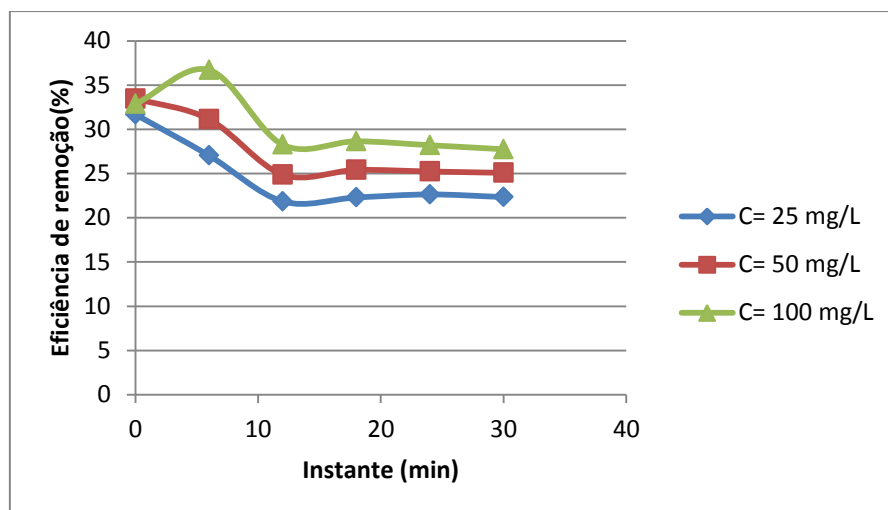


Figura 4.25 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.50 L/min com uma altura da chicana igual a 2 cm, em relação à base, ensaios nº 31,35 e 38

A eficiência de remoção, para uma altura da chicana de 2 cm (figura 4.25), é superior em relação à das alturas de chicana de 3 cm. O rendimento continua a ser mais elevado para concentrações de caulino de 100 mg/L, 28 % enquanto que para concentrações de 50 mg/L e 25 mg/L, apresenta valores de 25 % e 22 %, respetivamente. Ao fim de 12 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

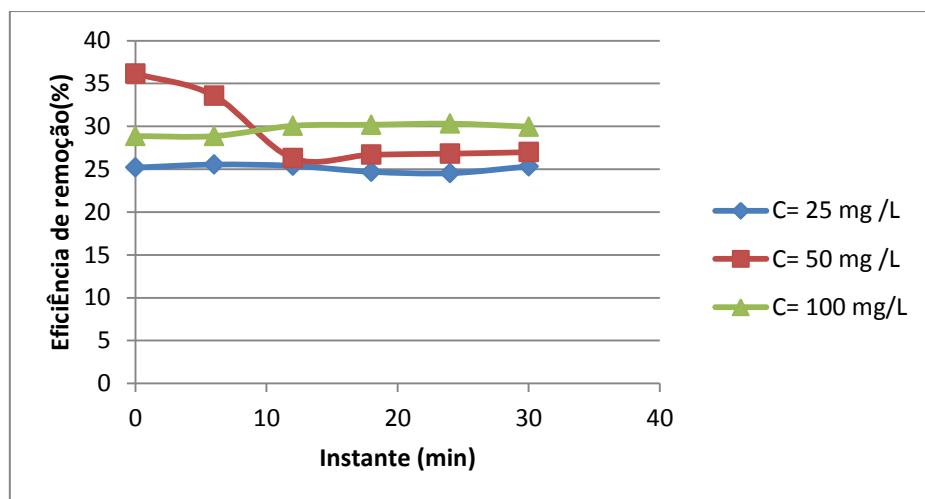


Figura 4.26 - Eficiência de remoção para um caudal de 0.50 L/min com uma altura da chicana igual a 1 cm, em relação à base, ensaios n° 32,36 e 40

Para alturas de chicana a 1 cm (figura 4.26), apresentam rendimentos superiores aos de alturas de 3 e 2 cm e a rendimentos sem chicana. O rendimento continua a ser mais elevado para uma concentração de caulino de 100 mg/L (cerca de 30 %) enquanto que para concentrações de 50 mg/L e 25 mg/L apresentam valores de 27 % e 25 %, respetivamente. Ao fim de 12 minutos, correspondentes a duas vezes o tempo de retenção, as eficiências de remoção apresentam-se sensivelmente constantes.

4.2.2.4 Padrão de deposição de caulino no fundo do sedimentador

Nas figuras 4.27 e 4.28 são apresentadas imagens do fundo do sedimentador, após a realização de um ensaio, para um caudal de 0.23 L/min e uma concentração de caulino de 100 mg/L.

Pode-se verificar que o caulino se deposita em maior quantidade após as chicanas que se encontram no início do sedimentador, e que existe também sedimentação significativa na zona do sedimentador onde existem os descarregadores. Observa-se também que na zona das chicanas há grande quantidade de caulino depositada. Esta observação está de acordo com a recomendação que se devem prever sistemas de recolhas de lamas na zona de entrada do sedimentador (Wilson, 2005).

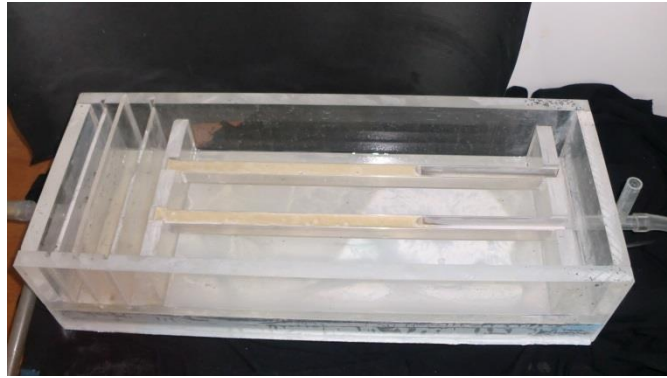


Figura 4.27 – Visualização do fundo do sedimentador (vista lateral) para um caudal de 0.23 L/min, uma concentração de caulino de 100 mg/L e uma altura da chicana de 1 cm em relação à base

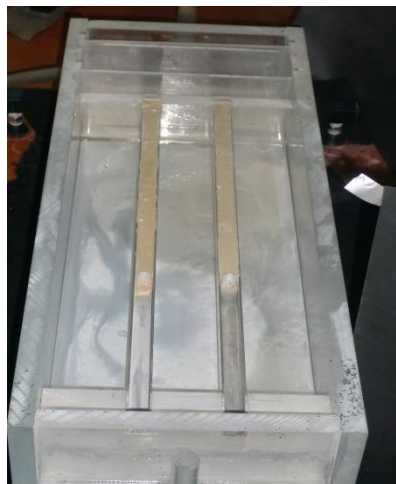


Figura 4.28 - Visualização do fundo do sedimentador (vista de cima) para um caudal de 0.23 L/min, uma concentração de caulino de 100 mg/L e uma altura da chicana de 1 cm em relação à base

4.3 Análise dos resultados

De seguida, apresenta-se uma análise cuidada e pormenorizada dos resultados obtidos nos ensaios laboratoriais.

4.3.1 Visualização do escoamento

A visualização do escoamento foi muito importante para observar as lacunas existentes antes da realização dos ensaios relativos as eficiências de remoção.

Um dos problemas existentes no modelo reduzido do sedimentador foi o seu desnivelamento, observado através da adição de azul de metileno e de polipropileno em

pó. Também se observaram duas zonas designadas por zonas mortas, e propícias para a existência de um curto-circuito hidráulico, nos laterais na entrada do sedimentador.

Após o nivelamento do sedimentador, constatou-se que o escoamento, tanto com a utilização da chicana como sem chicana, estava distribuído de forma uniforme e a água descarregava através dos dois descarregadores, o que não se verificava anteriormente. Também se verificou que, quando não se utilizou a chicana, existiam, na entrada do sedimentador, zonas mortas propícias a curtos-circuitos hidráulicos. Com a utilização da chicana a uma distância de 1 cm em relação à base, e com o sedimentador nivelado, não se observaram zonas mortas. Conclui-se que a chicana permite evitar a formação de zonas mortas, logo a formação de um curto-circuito hidráulico.

A visualização do escoamento no modelo reduzido de um sedimentador permitiu afirmar que o escoamento, nele existente, é um escoamento laminar, pois o líquido move-se ao longo de trajetórias bem definidas, apresentando lâminas ou camadas, cada uma delas preservando a sua característica no meio.

Conclui-se ainda ser extremamente importante o nivelamento no modelo reduzido do sedimentador, pois permite confiar nos resultados obtidos nos ensaios.

4.3.2 Eficiência de remoção

Os gráficos representados nas figuras 4.29 a 4.32, mostram uma forma de avaliar a eficiência de remoção média em função dos diversos parâmetros utilizados na realização dos ensaios. A eficiência de remoção média é a média do rendimento, para os instantes do 2º tempo de retenção ao 5º tempo de retenção, obtido em cada ensaio realizado para diferentes concentrações de caulino e diferentes geometrias da chicana, após o segundo tempo de retenção, como se mostra na equação 4.1.

$$\text{Eficiência de remoção média} = \frac{2^{\circ}E + 3^{\circ}E + 4^{\circ}E + 5^{\circ}E}{4} \quad (4.1)$$

Apresentam-se nas figuras 4.29 a 4.32, a evolução da concentração de caulino em função da eficiência de remoção média do sedimentador para os diferentes caudais utilizados em diferentes geometrias da chicana.

Na figura 4.29 é possível notar que, para as três concentrações de caulino analisadas, a eficiência de remoção média para um caudal de 0.23 L/min é superior em relação aos outros caudais utilizados nos ensaios, 0.35 L/min e 0.50 L/min. Isto acontece porque a taxa de aplicação é mais baixa, havendo maior facilidade das partículas de caulino se depositarem. De notar também que, para uma concentração de 100 mg/L, a eficiência de remoção média apresenta valores mais altos em relação a concentrações de caulino de 25 e 50 mg/L. Isto deve-se ao facto de a maior concentração de caulino corresponder maior facilidade das partículas se agregarem, constituindo flocos mais pesados e depositando-se no fundo. A eficiência de remoção média é mais elevada para um caudal mais baixo (0.23 L/min) e uma concentração de 100 mg/L.

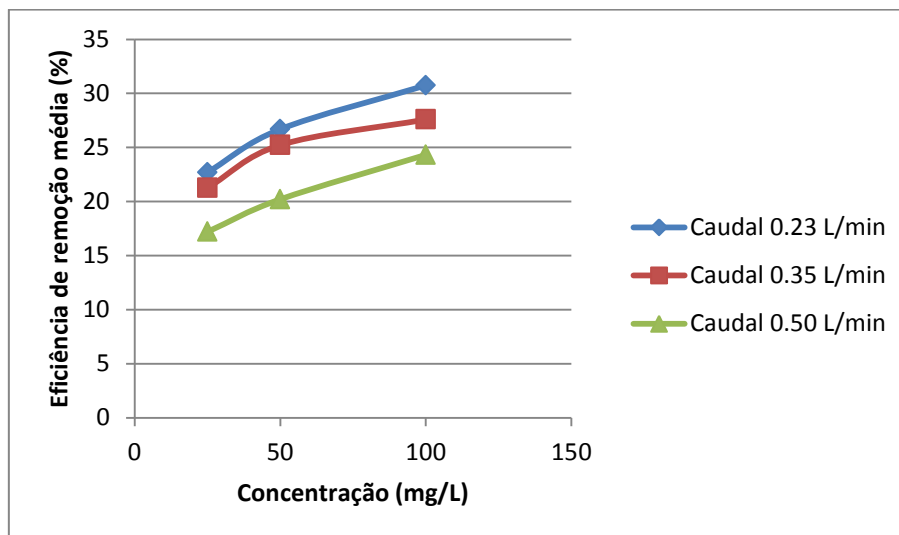


Figura 4.29 – Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, sem chicana

Na figura 4.30 utilizou-se a chicana a 3 cm de distância em relação ao fundo do sedimentador, e verifica-se que se observam eficiências de remoção médias superiores em relação às eficiências de remoção média para o caso sem a utilização da chicana. De salientar que, para um caudal de 0.23 L/min, os valores de eficiências de remoção média são mais altos quando comparados com os obtidos para os outros caudais. Para uma concentração de caulino de 100 mg/L também se verificam eficiências de remoção média superiores, pois já como foi dito anteriormente, para taxas de aplicação mais baixas e concentrações de caulino mais elevadas, as partículas agregam-se com maior facilidade e depositam-se no fundo. A própria existência de chicana influencia a eficiência de remoção média do sedimentador, pois a água ao passar por debaixo da chicana, percorre um percurso mais sinuoso que promove a floculação do caulino.

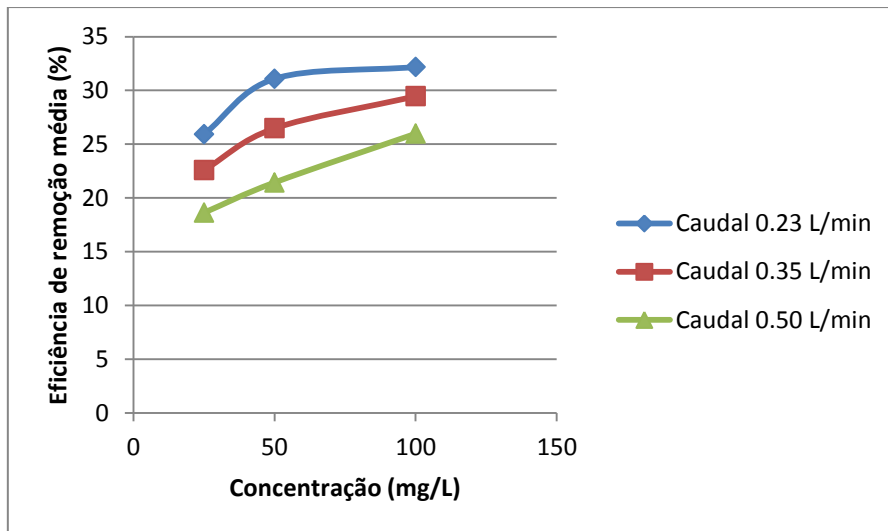


Figura 4.30 – Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com uma altura da chicana de 3 cm em relação à base

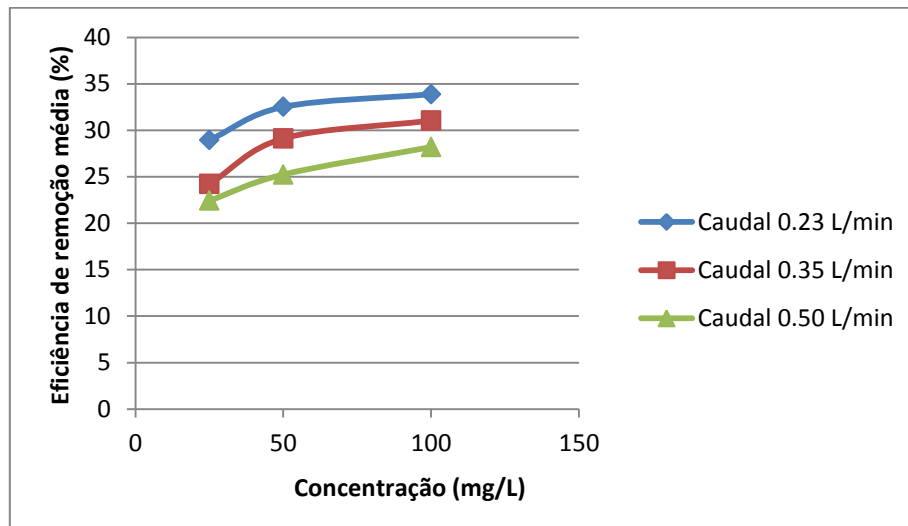


Figura 4.31 – Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com uma altura da chicana de 2 cm em relação à base

Na figura 4.31, correspondente à utilização de uma chicana a uma altura da base de 2 cm, apura-se que as eficiências de remoção média do sedimentador apresentam valores mais elevados em relação aos obtidos quando a chicana se encontrava a uma altura de 3 cm em relação à base. De notar que as eficiências de remoção média, para um caudal de 0.23 L/min, são mais elevados em relação ao caudal de 0.35 L/min e 0.50 L/min e que eficiências de remoção média apresentam valores mais altos para uma concentração de caulino de 100 mg/L. A chicana influencia a eficiência de remoção média do sedimentador, pois apresenta valores de rendimento superiores às eficiências de remoção média com uma altura de 3 cm e sem utilização de chicana. Isto deve-se ao fato da obra

de entrada do sedimentador estar a funcionar como um floculador, ficando retidas maiores quantidades de partículas. A eficiência de remoção média continua a ser mais elevada para uma concentração de caulino de 100 mg/L e um caudal de 0.23 L/min.

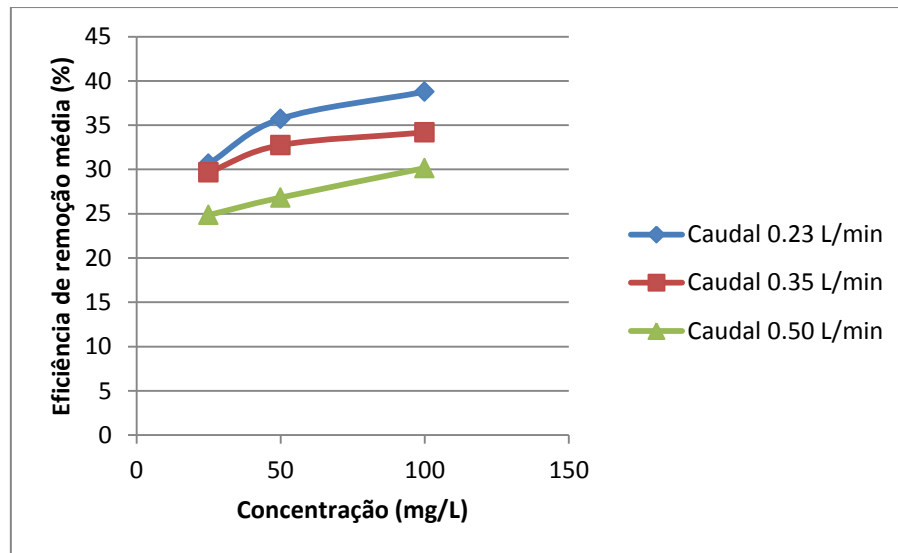


Figura 4.32 - Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com uma altura da chicana de 1 cm em relação à base

Na figura 4.32, utilizou a chicana a 1 cm de altura em relação a base e verificou-se que a eficiência de remoção média apresenta valores mais elevados em relação as eficiências de remoção média com uma altura da chicana a 2 cm em relação à base. As eficiências de remoção média são mais altos para um caudal de 0.23 L/min e para uma concentração de caulino de 100 mg/L, uma vez que o caudal é mais baixo, logo há menor velocidade e com maior concentração de caulino, as partículas agregam-se com maior facilidade e depositam-se no fundo. De salientar que a chicana influencia a eficiência de remoção média e que para uma altura mais baixa, 1 cm em relação à base, apresenta valores de eficiências de remoção média muito bons. Isto deve-se ao facto da obra de entrada do sedimentador estar a funcionar como um floculador, ficando retidas maiores quantidades de partículas.

Após a análise dos gráficos anteriores pode-se concluir que a eficiência de remoção apresenta valores mais altos para um caudal de 0.23 L/min, uma concentração de caulino de 100 mg/L e uma altura da chicana de 1 cm em relação à base.

Nas figuras 4.33 a 4.35 mostram outra forma de apresentar os dados obtidos. São gráficos que apresentam a evolução da concentração em função da eficiência de remoção média, para as quatro diferentes geometrias da chicana, e caudais.

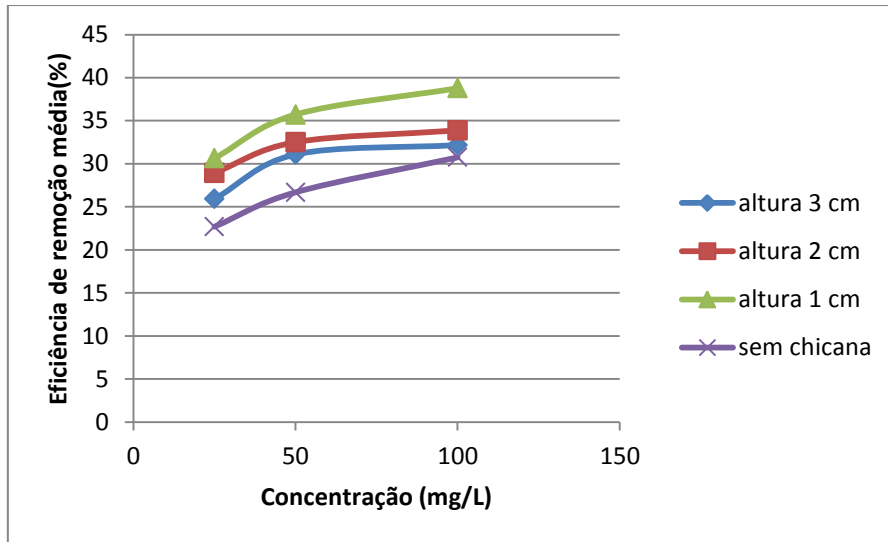


Figura 4.33 - Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com um caudal de 0.23 L/min

No gráfico 4.33 verifica-se que a percentagem de remoção é mais elevada quando a chicana se encontra a uma altura de 1 cm em relação à base e apresenta menor percentagem de remoção, para um caudal de 0.23 L/min, quando não se utiliza chicana no sedimentador. De notar também que, para concentrações de caulino de 100 mg/L, a percentagem de remoção é mais elevada em relação as concentrações de 25 mg/L e 50 mg/L. Como já foi dito anteriormente, há melhores resultados face à eficiência, quando há maior concentração de caulino, pois tendem a agregar-se com maior facilidade e a depositar-se no fundo e quanto menor a altura da chicana maior a quantidade de partículas que ficam retidas.

Na figura 4.34 apura-se que a eficiência de remoção média apresenta maiores valores quando a chicana se encontra a uma altura de 1 cm em relação à base. Verifica-se também que as percentagens de remoção são mais elevadas para concentrações de caulino de 100 mg/L. De notar que o rendimento apresenta menores valores em relação aos ensaios realizados com um caudal de 0.23 L/min, pois apresenta maior taxa de aplicação do que a anterior, logo menor tempo das partículas se agregarem e depositarem no fundo.

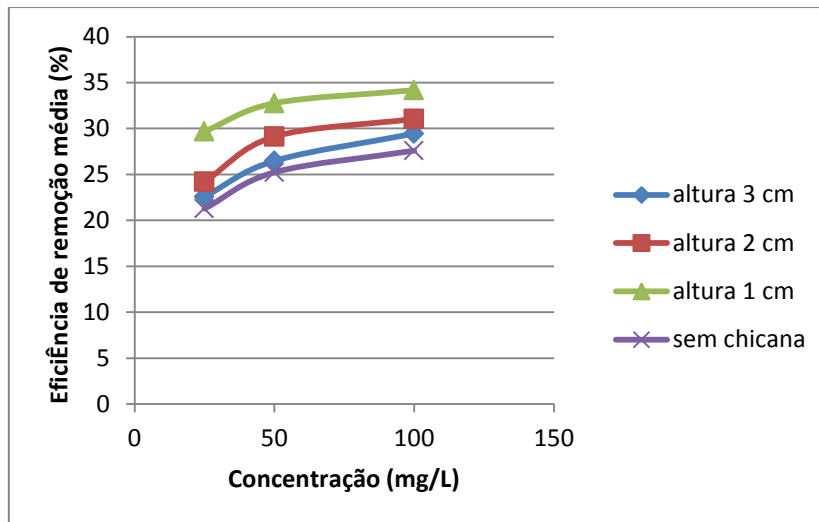


Figura 4.34 - Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com um caudal de 0.35 L/min

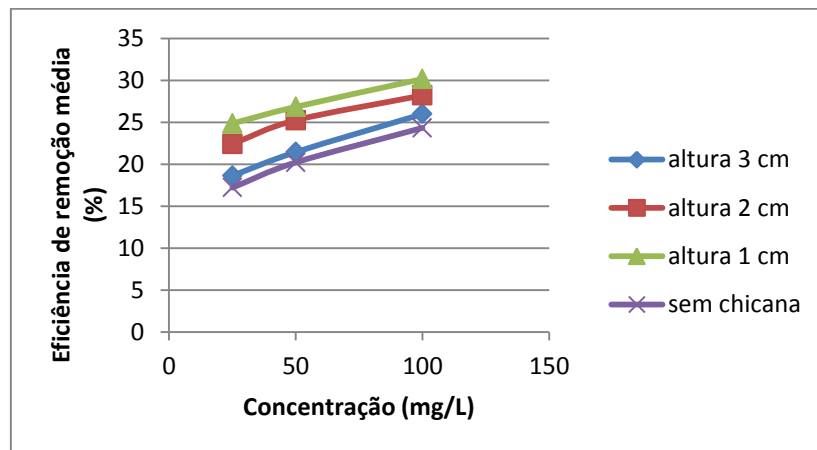


Figura 4.35 - Eficiência de remoção média em função da concentração para o sedimentador, com um caudal de 0.50 L/min

A eficiência de remoção média, para o caudal de 0.50 L/min (figura 4.35), continua a ser maior com a utilização da chicana a 1 cm de altura em relação à base e, apresenta menores valores quando não se utiliza a chicana. Verifica-se também que para concentrações de caulino de 100 mg/L há maior eficiência de remoção. No entanto, as eficiências de remoção média apresentadas para este caudal são os mais pequenos em relação aos outros dois caudais utilizados nos ensaios.

Pode-se concluir que as eficiências de remoção média apresentam maiores valores para um caudal de 0.23 L/min e para concentrações de caulino de 100 mg/L. A posição da chicana também influencia a eficiência de remoção do sedimentador, e quando se encontra a 1 cm de altura em relação à base apresenta valores superiores.

Nas figuras 4.36 a 4.38, apresentam-se a evolução da taxa de aplicação superficial em função da eficiência de remoção média do sedimentador para as quatro diferentes geometrias da chicana em diferentes concentrações. A análise dos resultados em função da taxa de aplicação superficial é igual à que se poderia ser feita em termos de caudal.

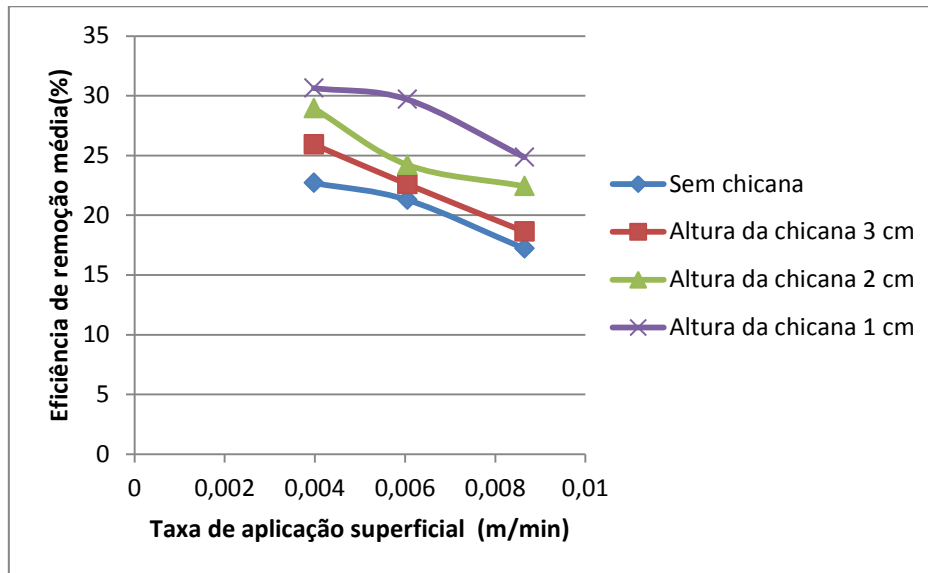


Figura 4.36 – Eficiência de remoção média em função da taxa de aplicação superficial para uma concentração de 25 mg/L

Na figura 4.36 pode-se verificar que a eficiência é maior para menores taxas de aplicação superficial. De notar também que a chicana influencia a eficiência de remoção média do sedimentador e apresenta maiores valores, quando esta se encontra a 1 cm de altura em relação à base do sedimentador.

Na figura 4.37 apura-se que, para uma concentração de 50 mg/L, a eficiência é maior para taxas de aplicação superficial mais baixas e quando a altura da chicana se encontra a 1 cm de altura em relação à base. De notar também que, para concentrações de caulino de 50 mg/L, os valores de eficiências de remoção média são superiores do que os valores para concentrações de 25 mg/L.

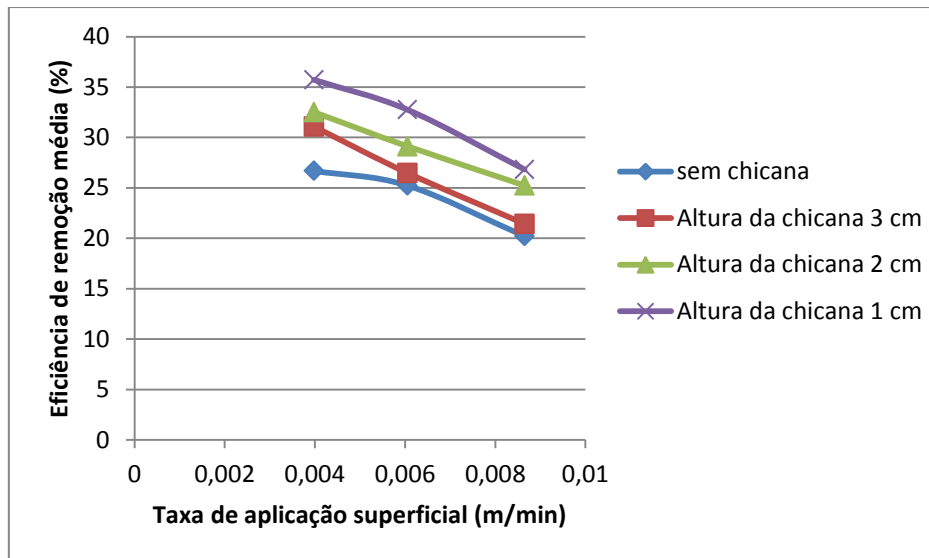


Figura 4.37 - Eficiência de remoção média em função da taxa de aplicação superficial para uma concentração de 50 mg/L

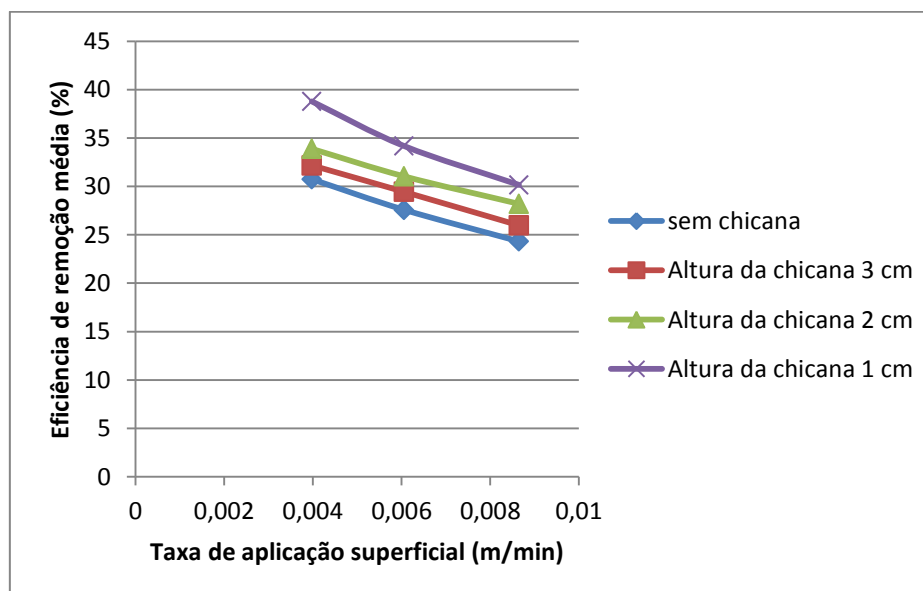


Figura 4.38 - Eficiência de remoção média em função da taxa de aplicação superficial para uma concentração de 100 mg/L

Na figura 4.38 verifica-se que a eficiência apresenta maiores valores para uma altura da chicana a 1 cm em relação à base do sedimentador e menores valores quando não se utiliza chicana. A eficiência de remoção média é maior para valores de taxas de aplicação superficial baixas. Salienta-se que, para concentrações de caulino de 100 mg/l, apresenta valores elevados em relação as eficiências remoção média de concentrações de 50 e 25 mg/L.

Após a análise dos resultados apresentados anteriormente, pode-se concluir que a chicana influencia a eficiência de remoção, e apresenta maiores valores quando esta se situa a 1 cm de altura da base do sedimentador, pois quanto menor for a altura da chicana maior quantidade de partículas ficam retidas. A eficiência de remoção é maior para taxas de aplicação mais baixas, 0,003979 m/min, e para concentrações de caulino de 100 mg/L. Isto deve-se ao fato de para taxas de aplicação mais baixas e concentrações de caulino mais elevadas, as partículas agregam-se com maior facilidade, tornando-se mais pesadas, e depositam-se no fundo. De salientar que a taxas de aplicação superficiais superiores correspondem tempos de retenção inferiores.

Após a realização dos ensaios no modelo, pode-se concluir que a posição da chicana influencia a eficiência do sedimentador e minimiza o curto-circuito. Pode-se comparar os resultados obtidos com os resultados de Shahrokhi *et al.* (2013), que apresenta eficiências de remoção na ordem dos 19 %, Yoon e Lee (2000a), que apresenta eficiências de remoção entre os 30 % e 40 % e Zhou *et al.* (1994), que também verificaram através de modelos numéricos e laboratoriais, que uma posição óptima da chicana no sedimentador melhora a eficiência do mesmo e minimiza o curto-circuito.

4.4 Conclusões

Em estações de tratamento de águas residuais (Wilson, 2005) os sedimentadores primários, apresentam eficiências de remoção de sólidos entre 20 % e 40 %. O modelo reduzido construído em laboratório apresenta bons resultados em relação a eficiência de remoção, ou seja valores entre 17 % e 39 %.

Os ensaios realizados foram muito demorados, cerca de cinco vezes o tempo de retenção, uma vez que o escoamento só se torna permanente a partir do segundo tempo de retenção, pois a eficiência de remoção a partir desse tempo é aproximadamente constante.

Os melhores resultados foram obtidos quando se utilizou um caudal de 0.23 L/min, uma concentração de caulino de 100 mg/L e quando a chicana se encontrava a uma altura de 1 cm em relação à base do sedimentador. Isto deve-se ao facto de as partículas, como se encontram a uma taxa de aplicação baixa, e têm uma elevada concentração de caulino, ter maior facilidade de se agregarem, e como ficam mais pesadas, depositam-se no fundo do

sedimentador. A chicana também influencia a eficiência do sedimentador, e quanto menor for a distância da chicana ao fundo do sedimentador maior é a deposição de partículas.

A visualização do escoamento permitiu observar que, o sedimentador não estava nivelado e que era necessário nivelá-lo, para obter um bom funcionamento nos ensaios realizados e confiar nos resultados obtidos. A existência da chicana permitiu evitar a formação de zonas mortas no sedimentador, prejudiciais ao funcionamento do mesmo, e que o escoamento da água no interior do modelo reduzido do sedimentador é laminar.

5. CONCLUSÕES

Neste último capítulo apresentam-se as conclusões desta dissertação, bem como possíveis sugestões para trabalhos futuros.

5.1 Conclusões

O presente trabalho consistiu numa primeira fase numa pesquisa sobre a melhor forma de construir o modelo do sedimentador, de maneira a possibilitar a visualização da trajetória dos sedimentos no seu interior e de melhorar a eficiência do mesmo. Foi possível concluir que as dimensões do modelo reduzido têm de ser obtidos através de semelhança hidráulica para que os resultados, quanto à eficiência de remoção, possam ser comparados com sedimentadores primários reais em ETAR.

A segunda fase consistiu na identificação dos parâmetros experimentais, que influenciam a eficiência de remoção do sedimentador primário em ETAR, tais como, a taxa de aplicação superficial, a concentração de caulino e as diferentes geometrias da chicana. Assim foi possível concluir:

1. A taxa de aplicação superficial influencia a eficiência de sedimentação, pois quanto mais baixa for a taxa, maior é a eficiência de remoção.
2. A concentração de caulino também é um dos parâmetros que influencia a eficiência, uma vez que quanto maior for a concentração, maior é a eficiência de remoção.
3. A melhor forma de visualizar o escoamento é através de um modelo reduzido dum sedimentador rectangular.

Na terceira fase a instalação experimental e o seu sistema que a compõe foram construídos. Constatou-se que só era possível efetuar medições quando eram decorrido

um período de tempo igual a duas vezes o tempo de retenção estimado para o sedimentador. Por precaução, todos os ensaios foram realizados para durações superiores e iguais a cinco vezes esse tempo de retenção. Verificou-se que a máxima concentração de caulino que podia ser utilizada, sem que houvesse alteração da concentração à entrada do sedimentador, era igual a 100 mg/L. Neste caso, a incerteza relativa da concentração apresentava um valor mínimo de 2.8 %, apresentando um valor máximo de 10 % para a menor concentração (25 mg/L) utilizada. Por outro lado o menor caudal que a instalação permitia era igual a 0.23 L/min, caso em que a incerteza relativa do caudal era máxima e igual a 4.4 %. A instalação experimental construída permitiu determinar a eficiência da sedimentação com uma incerteza relativa entre 0.9 % e 5.6 %, valores considerados aceitáveis.

Por fim realizaram-se os diferentes ensaios em função dos diferentes parâmetros experimentais, tendo sido possível concluir que:

1. se obtiveram eficiências de remoção mais elevadas para o menor caudal (0.23 L/min).
2. a concentração de caulino utilizada nos ensaios em que se obtiveram melhores resultados foi a máxima utilizada (100 mg/L).
3. a geometria da chicana influencia a eficiência de remoção do sedimentador, uma vez que, quanto menor for a distância D em relação à base do sedimentador, maior é a eficiência. Os ensaios que apresentaram melhores resultados, quanto à eficiência de remoção, foram os efetuados com a chicana a 1 cm de distância em relação ao fundo do sedimentador.
4. a visualização do escoamento permitiu verificar que a chicana não possibilita a formação de zonas mortas no sedimentador, logo o curto-circuito hidráulico.

5. possibilitou ainda a confirmação visual dos efeitos do desnivelamento do sedimentador no seu funcionamento.

5.2 Sugestões para trabalhos futuros

Na sequência do presente estudo e de maneira a aumentar o conhecimento relativo ao fenómeno da sedimentação, por uma via experimental, apresentam-se as seguintes sugestões para trabalhos futuros:

1. realização de ensaios com mais chicanas amovíveis e diferentes geometrias para melhorar a eficiência do modelo.
2. construir um modelo reduzido de um sedimentador circular e comparar os resultados obtidos com o modelo reduzido do sedimentador rectangular.
3. visualização do escoamento no modelo reduzido do sedimentador com diferenças de temperatura entre o afluente ao sedimentador e a água existente no seu interior, para visualizar efeitos de curto-circuito hidráulico.
4. Utilização de técnicas experimentais mais avançadas, tais como anemometria laser Doppler, que possibilitassem a caracterização do campo de velocidades no interior do sedimentador.

BIBLIOGRAFIA

Barbosa, J.N, *Mecânica dos Fluidos e Hidráulica Geral*, Porto Editora (1997).

Coleman, H.W., e Steele, W.G., *Experimentation and Uncertainty for Engineers*, John Wiley & Sons (1999).

Filipe, E., Barrato, A. C., Oliveira, S. P., & Mendoza, *Vocabulário Internacional de Metrologia*, Instituto Português da Qualidade (2012).

Fonseca, J., *Avaliação do Desempenho de Sedimentadores Primários em ETAR*, Dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia Civil, Universidade do Minho (2012).

Huang, T-L., Li, Y-X., Zhang, H., *Theoretical analysis on non-uniformity of water*, Water Science & Technology, 58.5, 1007-1014 (2008).

Martins, A., *Estudo da tratabilidade de águas residuais sintéticas pelo processo de lamas activadas*, Dissertação de Mestrado em Engenharia Química, FEUP (2008).

Nopens, I., Capalozza, C., Vanrolleghem, P., A., *Stability analysis of a synthetic municipal wastewater*, Department of applied Mathematics biometrics and process control, Universities Gent, 1-23, (2001).

Quintela, A.C., *Hidráulica*, Fundação Calouste Gulbenkian (2002).

Rostami, M. S., Said, Abdullah, Syafalni, *Numerical modeling on inlet aperture effects on flow pattern in primary settling*, Appl. Math. Modelling, 1-23 (2010).

Shahrokhi, M., Rostami, F., Said, M., A., M., Sabbagh, S., R., Syafalni, *Experimental Investigation of the Influence of Baffle*, Technical Note, Journal of Hydraulic Engineering, 139, 88-94 (2013).

Tchobanoglous, G., Burton, F.L. e Stensel, H.D., *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, Metcalf & Eddy, 4ª Edição, McGraw -Hill (2003)

Thomas E., Wilson, P., D., DEE, Ph., D., *Clarifier Design*, Water Environment Federation (2005).

WEF, *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*. 1º ed. Nova Iorque: Manual and Report on Engineering (1992).

Yoon, T., H., Lee, S., O., *Hydraulic Behavior and Removal Efficiency of Settling Tanks*, KSCE Journal of Civil Engineering, 53-57, (2000a).

Yoon, T., H., Lee, S., O., *Numerical Modeling of Sedimentation Basins with a Baffle*, KSCE Journal of Civil Engineering, 227-232, (2000b).

Zhou, S., McCorquodale, J., A., Godo, A., M., *Short Circuiting and Density Interface in Primary Clarifiers*, Journal of Hydraulic Engineering, 120, 1060-1080, (1994).