



António Francisco de Abreu Ferreira Baguinho Pinto

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

**Avaliação do desempenho da desidratação
mecânica por centrifugação de lamas
anaerobiamente digeridas:
Caso de estudo de seis ETAR em Portugal**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente – Perfil de Engenharia Sanitária

Orientador: Professor Doutor António Pedro Macedo Coimbra Mano,
Professor Auxiliar, FCT-UNL.

Co-orientadora: Dr^a. Diana Maria dos Santos Tavares Ferreira de Figueiredo,
Responsável da Fábrica de Água de Beirolas, AdTA.

Júri:

Presidente: Professora Doutora Leonor Amaral

Arguente: Professora Doutora Leonor Amaral

Vogais: Professor Doutor António Pedro Mano
Professora Doutora Rita Maurício

Março, 2019



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Avaliação do desempenho da desidratação mecânica por centrifugação de lamas anaerobiamente digeridas: Caso de estudo de seis ETAR em Portugal

Copyright © António Francisco de Abreu Ferreira Baguinho Pinto, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Agradecimentos

Em primeiro lugar quero agradecer ao Professor Doutor António Pedro Mano, meu orientador de dissertação, não só pela oportunidade concedida, mas também por todo o apoio prestado no decorrer do meu trabalho, e por ser um exemplo para todos os que ingressam no perfil de Engenharia Sanitária.

Em segundo lugar quero agradecer à Dra. Diana Figueiredo por todo o apoio prestado ao longo do desenvolvimento do trabalho, mas também pela simpatia e paciência demonstrada e ainda, por disponibilizar o seu tempo para coorientar a minha dissertação e me acolher na instalação da qual é responsável.

Quero ainda agradecer à Águas do Tejo Atlântico, em particular ao Eng.º Pedro Álvaro e à Eng.ª Rita Alves por me permitirem desenvolver esta dissertação de mestrado. Quero agradecer também a todos os responsáveis das instalações analisadas neste trabalho e a todos os trabalhadores da empresa sediados na Fábrica de Água de Beirolos.

Quero agradecer a todos os Professores que contribuíram para me formar, com um especial agradecimento ao Professor Pedro Coelho, por estar sempre disponível para ajudar, não só a mim, mas a qualquer aluno de MIEA da FCT-UNL.

Por último, mas não menos importante, quero agradecer à minha família, com especial carinho aos meus Pais, António Fernando Pinto e Maria Eulália Pinto, e ao meu Irmão, João Francisco Pinto, por me permitirem estudar e encorajarem a fazer o que eu gosto, e pelo excecional ambiente familiar que me proporcionam e sempre proporcionaram.

Gostaria não só de agradecer, mas dedicar esta tese de mestrado ao Avô Pinto, ao Tio João, ao Avô Francisco, à Tia Linda e à Avó Teresa, que infelizmente já não estão entre nós, mas estarão para sempre presentes na minha memória e no meu coração.

A todos os mencionados e os não mencionados que de uma forma ou outra contribuíram para este momento, o meu sincero Obrigado.

Resumo

A desidratação mecânica é uma operação fundamental em Estações de Tratamento de Água Residual (ETAR) de média/grande dimensão devido aos elevados caudais de lamas gerados nestas instalações no decorrer do tratamento de águas residuais, por forma a reduzir não só o impacto ambiental, mas também os custos de operação relacionados com o transporte a destino final.

O tratamento de lamas, nomeadamente a desidratação, é muitas vezes negligenciado. No entanto, os custos de operação da fase sólida podem, por vezes, igualar ou superar os custos de operação da fase líquida, sobretudo os custos associados ao consumo energético, de floculantes e transporte a destino final.

A digestão anaeróbia é um processo chave, que permite não só estabilizar e reduzir o volume das lamas provenientes do tratamento de águas residuais, mas também valorizar o biogás resultante do processo, através da produção combinada de eletricidade e calor (cogeração). Por outro lado, os impactos que a digestão anaeróbia tem na desidratação mecânica nem sempre são positivos.

O presente trabalho analisou e avaliou o funcionamento da desidratação mecânica com recurso a centrífuga, de seis Fábricas de Água (ex-ETAR) do grupo Águas do Tejo Atlântico, com digestão anaeróbia, nomeadamente de Beirolas, Chelas, Frielas, Guia, São João da Talha e Vila Franca de Xira, em função do descrito na literatura e dos objetivos de sicidade e doseamento de floculante a atingir por cada ETAR. Nos casos em que foi possível avaliou-se também a taxa de captura de sólidos. A avaliação foi feita com base nos dados analíticos e operacionais, para o período de Agosto de 2017 a Julho de 2018.

A análise efetuada permitiu concluir que a ETAR de Frielas foi a que apresentou o melhor desempenho, ao cumprir tanto o objetivo de sicidade como o de doseamento de floculante, seguida da ETAR da Guia, que cumpriu apenas os objetivos de sicidade. As ETAR de Beirolas, Chelas, São João da Talha e Vila Franca de Xira apresentam desempenhos abaixo dos objetivos, tanto de sicidade como de doseamento de floculante, com a ETAR de Chelas a apresentar o pior desempenho.

Palavras-chave: Digestão Anaeróbia; Desidratação mecânica; Centrífugas; Desempenho; Sicidade; Doseamento de floculante; Taxa de Captura de Sólidos.

Abstract

Mechanical dewatering is a crucial operation in medium to large Wastewater Treatment Plants (WWTP) to give a response to the large quantities of sludge generated during wastewater treatment not only to minimize environmental impacts but also to reduce the costs related to sludge transportation.

The main costs associated to sludge treatment are related to energy consumption, chemicals and transportation. Sludge treatment, more precisely mechanical dewatering, is often neglected; however, sludge treatment operational costs can be equal or superior to those related to liquid phase.

Anaerobic digestion is a key process that allows not only sludge stabilization and volume reduction but also biogas validation resulting from the process through combined heat and power production (CHP). On the other hand, the impact that anaerobic digestion processes have on the mechanical dewatering operations are not always positive.

In the present work, mechanical dewatering with a decanter centrifuge of six WWTP with anaerobic digestion namely Beirolas, Chelas, Frielas, Guia, São João da Talha and Vila Franca de Xira were evaluated. The results of dry sludge cake solids content and polymer dosage were compared with the values described in the literature and the objectives defined for each WWTP. Solids capture rate were determined where data was available. The evaluations were based in analytical and operational data for the period of August 2017 through July 2018, one year.

Frielas WWTP presented the best performance, fulfilling both objectives, dry sludge cake solids content and polymer dosage. Guia WWTP only accomplished one objective - dry sludge cake solids content. Beirolas, Chelas, São João da Talha and Vila Franca de Xira WWTP performed below expectations, failing to fulfill any of the objectives, with Chelas WWTP performing the worst.

Keywords: Anaerobic Digestion; Mechanical Dewatering; Decanter Centrifuge; Performance; Dry Sludge Solids Content; Polymer Dosage; Solids Capture Rate.

Índice

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	ENQUADRAMENTO GERAL	1
1.2	OBJETIVO	2
2	REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1	PRODUÇÃO DE LAMAS.....	3
2.2	TRATAMENTO DE LAMAS.....	4
2.2.1	<i>Espessamento</i>	4
2.2.2	<i>Estabilização Biológica</i>	5
2.2.3	<i>Condicionamento</i>	6
2.2.4	<i>Desidratação</i>	7
2.3	FATORES QUE AFETAM A DESIDRATAÇÃO MECÂNICA.....	8
2.3.1	<i>Distribuição de água nas lamas</i>	10
2.3.2	<i>Tamanho, densidade e distribuição das partículas</i>	12
2.3.3	<i>Efeitos das substâncias extracelulares poliméricas e catiões na desidratação</i> ...	14
2.3.4	<i>Origem das lamas</i>	15
2.3.5	<i>Remoção biológica de fósforo</i>	17
2.3.6	<i>Adição de reagentes na fase líquida</i>	19
2.3.7	<i>Digestão Anaeróbia</i>	20
2.3.8	<i>Limitações dos estudos apresentados</i>	23
2.4	DESIDRATAÇÃO POR CENTRÍFUGA	24
2.4.1	<i>Introdução</i>	24
2.4.2	<i>Princípio de funcionamento</i>	25
2.4.3	<i>Evolução das centrífugas</i>	26
2.4.4	<i>Caracterização do mercado atual</i>	28
2.4.5	<i>Comparação com outros equipamentos de desidratação mecânica</i>	31
2.4.6	<i>Condicionamento com polieletrólito</i>	36
2.4.7	<i>Principais parâmetros operacionais</i>	37
2.4.8	<i>Avaliação do desempenho do processo</i>	42
3	CASOS DE ESTUDO.....	47
3.1	FÁBRICA DE ÁGUA DE BEIROLAS.....	47
3.1.1	<i>Fase Sólida</i>	47
3.2	FÁBRICA DE ÁGUA DE CHELAS	49
3.2.1	<i>Fase Sólida</i>	50
3.3	FÁBRICA DE ÁGUA DE FRIELAS	52
3.3.1	<i>Fase Sólida</i>	52
3.4	FÁBRICA DE ÁGUA DA GUIA	54
3.4.1	<i>Fase Sólida</i>	55

3.5	FÁBRICA DE ÁGUA DE SÃO JOÃO DA TALHA.....	56
3.5.1	<i>Fase Sólida</i>	57
3.6	FÁBRICA DE ÁGUA DE VILA FRANCA DE XIRA	59
3.6.1	<i>Fase Sólida</i>	59
4	METODOLOGIA	63
5	RESULTADOS	71
5.1	EXPLORAÇÃO DE RESULTADOS	71
5.1.1	<i>Fábrica de Água de Beírolas</i>	71
5.1.2	<i>Fábrica de Água de Chelas</i>	76
5.1.3	<i>Fábrica de Água de Frielas</i>	81
5.1.4	<i>Fábrica de Água da Guia</i>	86
5.1.5	<i>Fábrica de Água de São João da Talha</i>	91
5.1.6	<i>Fábrica de Água de Vila Franca de Xira</i>	96
5.2	RESUMO DOS RESULTADOS OBTIDOS	101
6	DISCUSSÃO	103
6.1	INTRODUÇÃO	103
6.2	FÁBRICA DE ÁGUA DE BEIROLAS.....	103
6.3	FÁBRICA DE ÁGUA DE CHELAS	105
6.4	FÁBRICA DE ÁGUA DE FRIELAS	107
6.5	FÁBRICA DE ÁGUA DA GUIA	108
6.6	FÁBRICA DE ÁGUA DE SÃO JOÃO DA TALHA.....	109
6.7	FÁBRICA DE ÁGUA DE VILA FRANCA DE XIRA	110
6.8	COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS OBTIDOS	111
7	CONCLUSÃO	115
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	117
	ANEXO I	129
	ANEXO II	149

Índice de Figuras

Figura 2.1 - Caracterização dos sólidos presentes na água residual e nas lamas e as suas relações.....	9
Figura 2.2 - Distribuição de água nas lamas.	10
Figura 2.3 - Limites dos processos e operações unitárias, em relação ao conteúdo de água da lama.	11
Figura 2.4 - Parâmetros que afetam as propriedades da lama biológica, direta ou indiretamente.	16
Figura 2.5 – Sicidade (%) da lama mista para diferentes rácios LP:LS.....	17
Figura 2.6 - Deterioração da sicidade (%) após início da remoção biológica de fósforo.	18
Figura 2.7 - Deterioração da sicidade (%) da lama desidratada derivado do aumento da adição de sulfato de alumínio (esq.) e aumento da sicidade (%) derivado de um aumento de cloreto férrico (dta.).....	19
Figura 2.8 - Influência da MV na sicidade (%) da lama desidratada.	20
Figura 2.9 – Dose ótima de polieletrólito (mg/l) em função do conteúdo de polissacarídeos e proteína.	22
Figura 2.10 - Esquema de uma centrífuga com modo de operação cocorrente.....	26
Figura 2.11 - Monitor de operação de uma centrífuga, a funcionar com controlo da VR (esq.) e com controlo do binário (dta.). O controlo pode ser verificado no canto superior direito de cada monitor (<i>setpoint</i>).	40
Figura 2.12 - Nível do líquido numa centrífuga.....	41
Figura 2.13 - Lama mista anaerobiamente digerida com adição de polieletrólito.....	44
Figura 3.1 - Diagrama Linear da ETAR de Beirolas.....	47
Figura 3.2 - Centrífuga 2 da ETAR de Beirolas.....	49
Figura 3.3 – Pormenor da chapa técnica das centrífugas da ETAR de Beirolas.....	49
Figura 3.4 - Diagrama Linear da ETAR de Chelas.....	50
Figura 3.5 - Centrífugas da ETAR de Chelas (D4L).....	51
Figura 3.6 - Chapa técnica das centrífugas da ETAR de Chelas.....	51
Figura 3.7 - Diagrama Linear da ETAR de Frielas.....	52
Figura 3.8 - Centrífugas da ETAR de Frielas (D5L).....	53
Figura 3.9 - Chapa técnica das centrífugas da ETAR de Frielas.....	54
Figura 3.10 - Diagrama Linear da Fábrica de Água da Guia.....	54

Figura 3.11 - Centrífugas da ETAR da Guia (D5LL).....	56
Figura 3.12 - Chapa técnica das centrífugas da ETAR da Guia.....	56
Figura 3.13 - Diagrama Linear da ETAR de São João da Talha.	57
Figura 3.14 - Centrífugas da ETAR de São João da Talha (D4L).	58
Figura 3.15 - Chapa técnica das centrífugas de São João da Talha.	58
Figura 3.16 - Diagrama Linear da ETAR de Diagrama Linear da ETAR de Vila Franca de Xira.	59
Figura 3.17 - Chapa técnica das centrífugas de Vila Franca de Xira (D3L) (esq.) (D4L) (dta.).	61
Figura 4.1 - Fluxograma da metodologia aplicada.	70
Figura 5.1 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas ($\text{m}^3/\text{mês}$) e da concentração de MS e MV (kg/m^3) das lamas mistas espessadas, na ETAR de Beirolos.	72
Figura 5.2 - Concentração de MS e MV (kg/m^3) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida da ETAR de Beirolos, ao longo do período de estudo.	72
Figura 5.3 – Siciades (%) obtidas na desidratação da ETAR de Beirolos e quantidade de lamas produzidas por mês ($\text{t}/\text{mês}$).	75
Figura 5.4 - Consumo de floculante ($\text{kg}/\text{mês}$) e doseamento (kg/tMS) na ETAR de Beirolos. ..	75
Figura 5.5 - Taxa de captura de sólidos (%) e clarificação das escorrências ($\text{mg SST}/\text{l}$) na ETAR de Beirolos.	76
Figura 5.6 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas ($\text{m}^3/\text{mês}$) e da concentração de MS e MV (kg/m^3) da lama, na ETAR de Chelas.	77
Figura 5.7 - Concentração de MS e MV (kg/m^3) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida da ETAR de Chelas, ao longo do período de estudo.	77
Figura 5.8 – Siciades da lama desidratada (%) obtidas e produção de lamas desidratadas ($\text{t}/\text{mês}$) na ETAR de Chelas.....	80
Figura 5.9 - Consumo ($\text{kg}/\text{mês}$) e doseamento (kg/tMS) de floculante na ETAR de Chelas.....	80
Figura 5.10 - Taxa de captura de sólidos (%) e clarificação das escorrências ($\text{mg SST}/\text{l}$) na ETAR de Chelas.	81
Figura 5.11 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas ($\text{m}^3/\text{mês}$) e da concentração de MS e MV (kg/m^3) da lama, na ETAR de Frielas.	82
Figura 5.12 - Concentração de MS e MV (kg/m^3) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida na ETAR de Frielas, ao longo do período de estudo.....	82
Figura 5.13 – Sicidade (%) e quantidade de lamas desidratadas ($\text{t}/\text{mês}$) ao longo do período em estudo na ETAR de Frielas.	85

Figura 5.14 - Consumo (kg/mês) e doseamento (kg/tMS) de floculante na ETAR de Frielas. ..	85
Figura 5.15 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas (m ³ /mês) e da concentração de MS e MV (kg/m ³) da lama, na ETAR de Guia.	86
Figura 5.16 - Concentração de MS e MV (kg/m ³) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida da ETAR da Guia, ao longo do período de estudo.....	87
Figura 5.17 - Resultados obtidos na desidratação da ETAR da Guia, sicidade (%) e produção de lamas desidratadas (t/mês), ao longo do período em estudo.....	90
Figura 5.18 - Consumo (kg/mês) e doseamento (kg/tMS) de floculante na ETAR da Guia ao longo do período em estudo.	90
Figura 5.19 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas (m ³ /mês) e da concentração de MS e MV (kg/m ³) da lama, na ETAR de São João da Talha.	91
Figura 5.20 - Concentração de MS e MV (kg/m ³) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida da ETAR de São João da Talha, ao longo do período de estudo.	92
Figura 5.21 – Resultados de sicidade (%) e produção de lamas desidratadas (t/mês) obtidos na desidratação da ETAR de São João da Talha.	95
Figura 5.22 - Consumo (kg/mês) e doseamento (kg/tMS) de floculante na ETAR de São João da Talha.	95
Figura 5.23 - Taxa de captura de sólidos (%) e clarificação das escorrências (mg SST/l) da ETAR de São João da Talha.	96
Figura 5.24 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas (m ³ /mês) e da concentração de MS e MV (kg/m ³) da lama, na ETAR de Vila Franca de Xira.....	97
Figura 5.25 - Concentração de MS e MV (kg/m ³) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida da ETAR de Vila Franca de Xira, ao longo do período de estudo.....	97
Figura 5.26 - Resultados obtidos na desidratação da ETAR de Vila Franca de Xira.	100
Figura 5.27 – Consumo (kg/mês) e doseamento (kg/tonMS) de floculante na ETAR de Vila Franca de Xira.....	100
Figura 5.28 - Siciidades (%) obtidas para as ETAR em estudo.	102
Figura 5.29 – Consumo de floculante (%) de cada ETAR em relação ao floculante total consumido e doseamento médio (kg/tMS) ao longo do período em estudo.	102

Índice de Tabelas

Tabela 2.1 - Comparação do desempenho entre centrífugas e filtros de banda.	33
Tabela 2.2 - Vantagens e desvantagens dos principais equipamentos de desidratação mecânica (Centrífuga, Filtro Banda e Filtro Prensa).	35
Tabela 2.3 - Desempenho da desidratação mecânica por centrifugação de lamas primárias e mistas anaerobiamente digeridas.	46
Tabela 3.1 - Características das centrífugas instaladas na ETAR de Beirolas (D4LL).	48
Tabela 3.2 - Características das centrífugas instaladas na ETAR de Chelas (D4L).	51
Tabela 3.3 - Características das centrífugas instaladas na ETAR de Frielas (D5L).	53
Tabela 3.4 - Características das centrífugas instaladas na ETAR da Guia FS (D5LL).	55
Tabela 3.5 - Características das centrífugas instaladas na ETAR de São João da Talha (D4L).	58
Tabela 3.6 - Características da centrífuga instalada na ETAR de Vila Franca de Xira (D4L). ..	60
Tabela 3.7 - Características da centrífuga instalada na ETAR de Vila Franca de Xira (D3L). ..	60
Tabela 4.1 - Resumo dos dados analíticos disponibilizados pela AdTA.	64
Tabela 4.2 - Intervalo ótimo dos parâmetros para avaliação do funcionamento da digestão anaeróbia mesófila de alta carga.	66
Tabela 4.3 - Objetivos de desempenho da desidratação mecânica para as diferentes ETAR em estudo.	69
Tabela 5.1 - Funcionamento da digestão da ETAR de Beirolas.	73
Tabela 5.2 - Funcionamento da digestão da ETAR de Beirolas (continuação).	74
Tabela 5.3 - Funcionamento da digestão da ETAR de Chelas.	78
Tabela 5.4 - Funcionamento da digestão da ETAR de Chelas (continuação).	79
Tabela 5.5 - Funcionamento da digestão da ETAR de Frielas.	83
Tabela 5.6 - Funcionamento da digestão da ETAR de Frielas (continuação).	84
Tabela 5.7 - Funcionamento da digestão da ETAR da Guia.	88
Tabela 5.8 - Funcionamento da digestão da ETAR da Guia (continuação).	89
Tabela 5.9 - Funcionamento da digestão da ETAR de São João da Talha.	93
Tabela 5.10 - Funcionamento da digestão da ETAR de São João da Talha (continuação).	94
Tabela 5.11 - Funcionamento da digestão da ETAR de Vila Franca de Xira.	98
Tabela 5.12 - Funcionamento da digestão da ETAR de Vila Franca de Xira (continuação).	99

Tabela 5.13 - Resumo dos resultados médios, mínimos e máximos relativos à desidratação para cada ETAR.....	101
--	-----

Acrónimos

AGV – Ácidos Gordos Voláteis

CBO – Carência Bioquímica de Oxigênio

DP – Decantador Primário

ETAR – Estação de tratamento de água residual

FA – Fábrica de Água

Hab. eq. – Habitantes equivalentes

M/D – Monovalentes para divalentes

MS – Matéria Seca

MV – Matéria volátil

PLC – Controlador Lógico Programável

PO_4^{3-} - P – Ortofosfatos

Pop. – População

SEP – Substâncias Extracelulares Poliméricas

SST – Sólidos Suspensos Totais

TC – Taxa de Captura de Sólidos

TRH – Tempo de Retenção Hidráulico

VA – Velocidade Absoluta

VR – Velocidade Relativa

VS – Velocidade do motor secundário

1 Introdução

1.1 Enquadramento Geral

Atualmente o planeta enfrenta desafios sem precedentes, incluindo o crescimento exponencial da população que aumenta a pressão sobre o meio ambiente a um ritmo nunca antes observado. As Estações de Tratamento de Água Residual (ETAR) são cada vez em maior número, por forma a procurarem acompanhar o crescimento populacional e o aumento da população servida com rede de saneamento.

Os subprodutos removidos da água residual numa ETAR incluem, gradados, areias, escumas e lamas. As lamas representam a maior fração, em termos volumétricos, e o seu tratamento e transporte a destino final constitui um dos maiores desafios da engenharia sanitária (Metcalf & Eddy, 2014). Consoante a sua origem, as lamas apresentam diferentes concentrações, mas a quantidade de água presente é, normalmente, superior a 95%, podendo atingir 99%, o que obriga necessariamente à sua concentração e desidratação, anteriormente ao seu encaminhamento a destino final (Turovskiy e Mathai, 2006).

O tratamento de lamas decorre do tratamento das águas residuais, apresentando por vezes, dificuldades técnicas e custos superiores ao próprio tratamento de águas residuais. O custo associado ao tratamento de lamas pode representar entre 20 a 60% dos custos operacionais de uma ETAR (Andreoli *et al.*, 2007) (Suez Degremont, 2018) (Nowak, 2006).

Por outro lado, a legislação comunitária e nacional é cada vez mais exigente, do que decorre um aumento dos subprodutos provenientes do tratamento de água residual, nomeadamente das lamas. O aumento da exigência no tratamento de água residual, bem como a necessidade de remover nutrientes, pode contribuir para aumentar a produção de lamas e, também, para aumentar a dificuldade em desidratá-las (Mamais *et al.*, 2009).

Com exceção das ETAR de menor dimensão, a desidratação socorre-se de equipamentos eletromecânicos que têm por objetivo reduzir o volume de lamas a transportar a destino final, com a consequente redução de custos. Entre os equipamentos mais utilizados nesta operação, incluem-se as centrífugas.

Em ETAR de maior dimensão (pop. equivalente > 35 000 hab.), previamente à desidratação mecânica as lamas são muitas vezes digeridas anaerobiamente, o que permite, através da valorização de biogás, produzir energia elétrica e calor, e contribuir para a redução dos custos operacionais (custos energéticos). A digestão anaeróbia é um processo complexo e, tal como todas as operações e processos de uma ETAR, pode ter impacto, positivo ou negativo, na desidratação mecânica.

Atualmente as lamas originadas no tratamento de águas residuais não são consideradas um resíduo, mas sim uma possível fonte de energia, nutrientes, matéria orgânica e água. A

recuperação de recursos presentes na lama está, e vai continuar a estar, no centro do tratamento de lamas, sobretudo no que se refere à produção de energia elétrica através de digestão anaeróbia (IWA, 2015).

A Águas do Tejo Atlântico (AdTA) produz cerca de 146 000 toneladas de lamas por ano, das quais aproximadamente 66% são encaminhadas para valorização agrícola direta e 34% destinadas a processos de compostagem, contribuindo deste modo para a economia circular. No universo do grupo Águas de Portugal (AdP), a AdTA produz 54% do total de lamas anuais, que correspondem a 4M € em custos operacionais por ano.

1.2 Objetivo

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o desempenho da desidratação mecânica das Fábricas de Água (ex-ETAR) de Beirolas, Chelas, Frielas, Guia, São João da Talha e Vila Franca de Xira, no período de Agosto de 2017 a Julho de 2018, através da análise dos dados analíticos e operacionais disponibilizados pela empresa Águas do Tejo Atlântico, S.A. Todas as ETAR incluem processos de estabilização anaeróbia de lamas em regime de alta carga, sendo a desidratação mecânica efetuada através de centrífugas.

2 Revisão de Literatura

2.1 Produção de lamas

As lamas são normalmente classificadas de acordo com a etapa de tratamento da fase líquida onde são geradas, isto é, lamas primárias, quando associadas à operação de decantação primária e lamas secundárias/biológicas, quando associadas a processos biológicos.

O tratamento primário tem por objetivo a remoção de sólidos em suspensão que, através da ação da gravidade se acumulam no fundo dos decantadores (Sanin *et al.*, 2011). A operação de decantação primária garante remoções de 50 a 70 % de SST e 25 a 40 % de CBO₅. A presença de matéria orgânica faz com que as lamas primárias se decomponham rapidamente quando armazenadas, gerando odores desagradáveis (Metcalf & Eddy, 2014).

A concentração de sólidos varia normalmente entre os 2 e os 7% de matéria seca (MS) e, por outro lado, são lamas que se desidratam com facilidade, permitindo obter solididades elevadas recorrendo a quantidades reduzidas de polieletrólito, quando comparadas com as lamas biológicas ou químicas. As lamas primárias são também facilmente digeridas e quando frescas, apresentam uma cor cinzenta acastanhada. Quando passam a um estado séptico apresentam cor preta (Turovskiy e Mathai, 2006).

As lamas secundárias/biológicas são produzidas durante o tratamento biológico, variando as suas características de acordo com o tipo de tratamento biológico que lhes dão origem. A lama biológica resulta fundamentalmente da remoção de matéria orgânica por parte dos microrganismos presentes no reator biológico (Qasim e Zhu, 2018).

A concentração de sólidos varia com o processo biológico, num intervalo entre 0,5 a 4% de MS (Turovskiy e Mathai, 2006). A origem da água residual, o tipo de processo e o local de onde são retiradas, a partir do reator biológico ou do decantador secundário, condiciona a concentração da lama (Sanin *et al.*, 2011) (Qasim e Zhu, 2018).

As lamas biológicas apresentam maior dificuldade em desidratar, em comparação com as lamas primárias, não só por apresentarem uma menor concentração de sólidos, mas por serem constituídas por flócos biológicos de reduzida densidade (Turovskiy e Mathai, 2006). A lama biológica apresenta igualmente maior dificuldade em estabilizar (Horan *et al.*, 2018).

A lama biológica apresenta cor castanha e um odor a terra molhada. Se a cor for castanha clara pode significar falta de arejamento no reator biológico. Quando a lama apresenta cor negra significa que está no estado séptico, e pode apresentar um odor desagradável (Metcalf & Eddy, 2014).

As lamas químicas decorrem da utilização de reagentes por forma a precipitar substâncias presentes na água residual ou para aumentar a eficiência de remoção de sólidos em suspensão, podendo ser geradas no tratamento primário ou no tratamento secundário. De um modo geral, estão associadas à precipitação química de fósforo. A adição de reagentes aumenta a quantidade de lama a tratar e reduz a concentração de sólidos (Mano, 2017).

O volume total de lamas produzidas numa ETAR convencional com tratamento secundário pode representar cerca de 1 a 2% do caudal médio diário (Qasim e Zhu, 2018).

2.2 Tratamento de lamas

Antes de serem encaminhadas a destino final, as lamas geradas no tratamento de águas residuais têm de ser objecto de tratamento cujo objetivo inclui a redução da fração orgânica (estabilização) e a redução de volume. As principais operações e processos incluem o espessamento, a digestão anaeróbia e a desidratação (Spinosa e Vesilind, 2001).

A gestão e tratamento de lamas, além de ter custos elevados, é complexo, e se não for bem efetuado pode não só aumentar os custos associados, mas também ter consequências ambientais e sanitárias (Andreoli *et al.*, 2007). Os principais custos associados ao tratamento de lamas incluem os custos energéticos e com reagentes (floculantes), bem como o custo associado ao encaminhamento das lamas a destino final (Silva *et al.*, 2016).

2.2.1 Espessamento

O espessamento de lamas tem o mesmo objetivo da desidratação, aumentar a concentração de sólidos e remover água das lamas, ou seja, reduzir o volume, não obstante de o resultado ser ainda uma lama líquida ao contrário do verificado na desidratação. O espessamento ocorre numa fase inicial do tratamento de lamas, havendo normalmente apenas operações preliminares, como a tamisação, a montante do espessamento. Isto deve-se ao facto de a operação de espessamento ser crucial por dois motivos acima de outros (Andreoli *et al.*, 2007) (Turovskiy e Mathai, 2007) (Metcalf & Eddy, 2014):

- Concentra os sólidos, o que aumenta a eficiência das operações e processos seguintes;
- Reduz o volume de lamas a tratar nas etapas seguintes, que consequentemente diminui os custos de construção civil e de operação.

Duas das operações de espessamento mais comuns são o espessamento gravítico e a flotação por ar dissolvido (Turovskiy e Mathai, 2007). A primeira é mais eficaz para lamas primárias e a segunda para lamas secundárias provenientes do processo de lamas ativadas (Metcalf & Eddy, 2014). Outros métodos com recurso a equipamentos mecânicos como a mesa de espessamento, o tambor rotativo ou a centrífuga são alternativas viáveis.

A operação de espessamento deve considerar fatores como o caudal e concentração de sólidos das lamas a espessar, caudal e concentração de sólidos de lamas espessadas e o caudal e concentração de sólidos em suspensão da água removida das lamas. Se forem necessários reagentes, a necessidade e o custo destes têm uma influência significativa na escolha do processo (Turovskiy e Mathai, 2007).

As lamas primárias e secundárias, se forem espessadas por processos diferentes, são normalmente misturadas após a operação de espessamento, antes de alimentarem os digestores, por exemplo, originando as denominadas lamas mistas.

2.2.2 Estabilização Biológica

O processo de estabilização, tem como principal objetivo a redução de matéria orgânica bem como a redução da concentração de microrganismos patogénicos. A estabilização pode ser de dois tipos, biológica ou química.

A estabilização biológica é o processo mais frequentemente utilizado, podendo ser realizada por via anaeróbia ou aeróbia, ou ainda por compostagem. A estabilização química é normalmente realizada através da adição de cal viva (óxido de cálcio) ou de cal hidratada (hidróxido de cálcio), sendo normalmente realizada após a desidratação (Metcalf & Eddy, 2014).

A estabilização biológica pode ser efetuada em regime de baixa carga (temperatura não controlada), ou em regime de alta carga (temperatura na faixa mesófila, 30 a 40 °C, ou temperatura na faixa termófila, 50 a 57 °C) (Metcalf & Eddy, 2014) (Suez Degremont 2018).

Em ETAR de média ou grande dimensão, opta-se normalmente pelo processo anaeróbio de alta carga porque permite recuperar energia, através da valorização do biogás, que permite atenuar os custos energéticos da ETAR (Qasim e Zhu, 2018).

O biogás é produzido durante a conversão da fração orgânica, por bactérias anaeróbias, e é maioritariamente formado por metano (CH_4), 60 a 65%, e dióxido de carbono (CO_2), 35 a 40%, contendo ainda, hidrogénio (H_2), azoto (N_2) e sulfureto de hidrogénio (H_2S) (Turovskiy e Mathai, 2006). O potencial calorífico varia com o conteúdo de metano (21 300 a 23 400 kJ.N/m³) (Suez Degremont, 2018).

O biogás produzido no processo pode ser armazenado no próprio digestor ou ser encaminhado para um gasómetro que permite regularizar a alimentação ao sistema de cogeração e, ou a uma caldeira. Um sistema de cogeração caracteriza-se pela produção combinada de calor e energia, através do biogás. O biogás alimenta o grupo de cogeração que transforma a energia mecânica em energia elétrica, recuperando-se o calor produzido durante o processo, para aquecer o digestor.

Os processos de estabilização anaeróbia caracterizam-se por quatro etapas (Horan *et al*, 2018):

- A hidrólise, em que a matéria particulada, como as proteínas, os lípidos, os polissacarídeos e os ácidos nucleicos, são transformados em compostos solúveis mais simples, como ácidos gordos, monossacarídeos e aminoácidos;
- A acidogénese, que converte os produtos da hidrólise em ácido acético, lácteo e propiónico, hidrogénio e dióxido de carbono;
- A acetogénese, que converte os ácidos em acetato, hidrogénio e dióxido de carbono;

- A metanogénese, em que por um lado, ocorre a transformação do hidrogénio e do dióxido de carbono em metano e dióxido de carbono e por outro, ocorre a separação de ácido acético em metano e dióxido de carbono.

As bactérias que realizam a hidrólise e a acidogénese são referidas como fermentativas e as bactérias que realizam a metanogénese como as metanogénicas. As bactérias metanogénicas são estritamente anaeróbias, ao contrário de outras bactérias presentes no processo, que são anaeróbias facultativas (Metcalf & Eddy, 2014).

As bactérias metanogénicas são altamente sensíveis a variações de pH, temperatura, composição do substrato e presença de toxinas. Quando o pH diminui para valores abaixo de 6, a produção de metano para e começa a acumular-se ácido, parando o processo de digestão. A alcalinidade determina o poder tampão do digestor, devendo manter-se entre 2000 – 5000 mg/l. Mais importante do que avaliar a alcalinidade e os AGV individualmente, é avaliação combinada destes dois parâmetros através do rácio AGV/Alc, que se deve situar entre 0,05 – 0,25 (Qasim e Zhu, 2018).

2.2.3 Condicionamento

O condicionamento é utilizado para aumentar a eficiência da separação sólido-líquido nas operações de espessamento e de desidratação mecânica. O condicionamento pode ser químico ou térmico, sendo o condicionamento químico o mais utilizado. Este pode ser classificado como processos de coagulação ou floculação através da neutralização da carga superficial das partículas coloidais por químicos de carga oposta. Normalmente os sólidos presentes nas lamas apresentam carga negativa motivo pelo qual, os reagentes frequentemente utilizados na desidratação são do tipo catiónico (USEPA, 1982).

Apesar de os reagentes utilizados terem um custo elevado, o uso de químicos para condicionar a lama é economicamente viável, pois permite aumentar o grau de separação sólido-líquido, que reduzem substancialmente os custos de transporte a destino final.

Os reagentes podem ser polímeros orgânicos, como os polieletrólitos, ou inorgânicos como o cloreto férrico, o sulfato de alumínio e a cal. A adição de polieletrólitos não aumenta significativamente a quantidade de MS da lama desidratada, ao contrário dos sais de ferro e da cal que podem aumentar a quantidade de MS entre 15 a 30%, limitando um dos aspetos essenciais da desidratação, que é reduzir a quantidade de lama a encaminhar a destino final.

O condicionamento e a desidratação interrelacionam-se e os fatores que condicionam o tipo e a dosagem de condicionante bem como a sua eficiência, são semelhantes aos fatores que afetam a desidratação, incluindo, a origem das lamas, a concentração de sólidos, o tamanho das partículas e a sua distribuição, a carga superficial e o grau de hidratação. De facto, os reagentes condicionantes servem para atenuar as dificuldades encontradas na etapa de desidratação e aumentar a eficiência do processo. Outros fatores como o pH, a alcalinidade, o armazenamento,

a bombagem ou o equipamento mecânico utilizado também podem influenciar o tipo e dosagem de condicionante (Novak et al, 1999) (Murthy et al, 2004).

A origem das lamas é um bom indicador da quantidade de condicionante a ser utilizado. As lamas primárias apresentam, de um modo geral, menor necessidade de condicionante em relação a lamas biológicas. As lamas biológicas, dependendo do processo que as origina, também terão necessidades de condicionante diferentes, não significando que o mesmo processo, em ETAR diferentes, tenha a mesma necessidade de condicionamento (Metcalf & Eddy, 2014).

Os polieletrólitos são frequentemente utilizados na desidratação mecânica por filtro de banda e centrífuga. Na desidratação por filtro prensa são utilizados preferencialmente químicos inorgânicos, podendo utilizar-se em simultâneo polieletrólito (Suez Degremont, 2018).

2.2.4 Desidratação

A desidratação é uma operação em que o principal objetivo é reduzir o teor de água das lamas numa grandeza superior à do espessamento. A desidratação permite reduzir o volume de lamas substancialmente – um aumento da concentração de sólidos de 4% para 20% durante esta etapa corresponde a uma redução de volume para um quinto (redução de 80%) do inicial – que se traduz numa redução significativa dos custos associados ao transporte a destino final.

A desidratação é exigida previamente a processos como a secagem térmica e, ou a incineração, para um aumento do potencial calorífico, e viabiliza processos como a compostagem e a deposição em aterro sanitário, reduzindo também a produção de lixiviados no aterro.

As lamas depois de desidratadas são mais facilmente manuseáveis e armazenáveis, podendo ser transportadas através de um trator ou de um tapete (Mahmoud *et al.*, 2013).

A desidratação de lamas pode ser realizada por processos naturais, como os leitos de secagem ou o espalhamento, em que o processo depende da evaporação natural e da percolação. Por outro lado, a desidratação pode ser realizada com recurso a equipamentos mecânicos como os filtros de banda, os filtros prensa ou as centrífugas que recorrem a um ou mais processos como a filtração, pressão, sedimentação centrífuga e compactação. A escolha do processo de desidratação depende do tipo e quantidade de lama a desidratar, dos objetivos de eficiência exigidos e do espaço disponível.

Os métodos naturais são normalmente utilizados em instalações de pequena dimensão que produzem lamas em quantidades reduzidas, têm uma área disponível suficiente e condições climatéricas adequadas.

Por outro lado, a desidratação mecânica é a escolha natural para instalações de maior dimensão que normalmente estão associadas a zonas densamente urbanizadas, em que o espaço disponível é muitas vezes reduzido, e que produzem quantidades de lamas elevadas podendo também ser aplicada em instalações de pequena e média dimensão. O desempenho do processo

é independente das condições meteorológicas, do grau de toxicidade ou de estabilização das lamas (Sardinha, 2017).

A desidratação natural não necessita de nenhum condicionamento prévio, ao contrário da desidratação mecânica em que é imprescindível o condicionamento químico prévio para aumentar a eficiência do processo.

As principais variáveis de qualquer processo de desidratação mecânica são a concentração de sólidos e o caudal à entrada, a concentração de sólidos da lama desidratada e das escorrências, e a quantidade de reagentes necessária. Os três principais equipamentos de desidratação mecânica atualmente são as centrífugas, os filtros de banda e os filtros prensa (Abu-Orf *et al.*, 2004) (Novak, 2006) (Skinner *et al.*, 2015).

Os fatores que podem influenciar a escolha do equipamento, independentemente da lama a desidratar, o desempenho desejado e o espaço disponível, são o consumo energético, o consumo de água de lavagem, o consumo de lubrificantes, o tipo de funcionamento – contínuo ou sequencial – e a necessidade de operadores (Mahmoud *et al.*, 2013).

Após a desidratação as lamas são armazenadas, normalmente em silos, enquanto aguardam transporte a destino final.

2.3 Fatores que afetam a desidratação mecânica

As lamas geradas no tratamento de águas residuais são constituídas por matéria sólida e água e são consideradas fluídos não Newtonianos, tixotrópicos com comportamento semelhante a um plástico de *Bingham* (Metcalf & Eddy, 2014) (Klinksieg *et al.*, 2007) (Dentel, 1997). Inicialmente, quando o conteúdo de água ainda é muito elevado (98 a 99%), o comportamento da lama é semelhante ao da água, ou seja, apresenta o comportamento de um fluído newtoniano (Spinosa e Vesilind, 2001).

Entre outros fatores, nomeadamente a temperatura, o principal fator que afeta as propriedades reológicas de uma lama é a concentração de sólidos. À medida que a lama é processada e a concentração de sólidos aumenta, as suas propriedades reológicas alteram-se, passando a apresentar características de um fluído não Newtoniano (Lotito *et al.*, 1997).

Sendo um dos principais objetivos do tratamento de lamas a redução de volume e o aumento da concentração de sólidos, para melhor caracterizar uma lama, é necessário saber a sua composição em termos de matéria sólida (Figura 2.1). A definição de sólidos totais é, o resíduo que fica após evaporação da água a 103 a 105 °C. Por sua vez, os sólidos totais dividem-se em sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais. Ambos podem ser classificados em fixos ou inorgânicos e voláteis ou orgânicos.

Os sólidos suspensos totais são aqueles que são retidos num filtro com porosidade de 0,45 µm sendo o remanescente os sólidos dissolvidos totais. É importante referir que as partículas coloidais (0,01 a 1 µm) são consideradas sólidos em suspensão apesar de passarem pelo filtro

(Metcalf & Eddy, 2014). Existem ainda partículas referidas como supra-coloidais, de dimensão entre 1 a 100 μm (Karr e Keinath, 1978).

O rácio de sólidos voláteis totais (MV) para sólidos totais é um indicador da fração orgânica dos sólidos assim como do nível de estabilização de uma lama (Andreoli *et al.*, 2007). Os sólidos totais na lama desidratada são apresentados em percentagem e muitas vezes referidos como siccidade ou matéria seca (MS), e definem o grau de secura, ou o teor de humidade, de uma lama.

As lamas de uma ETAR municipal contêm cerca de 45 a 60% de matéria orgânica (MV), 25 a 55% de inertes, 2 a 4% de azoto, 0,5 a 1% de fósforo, 0,1 a 0,2% de metais pesados e vestígios de micropoluentes orgânicos (Metcalf & Eddy, 2014) e são consideradas hidrofílicas (Suez Degremont, 2018).

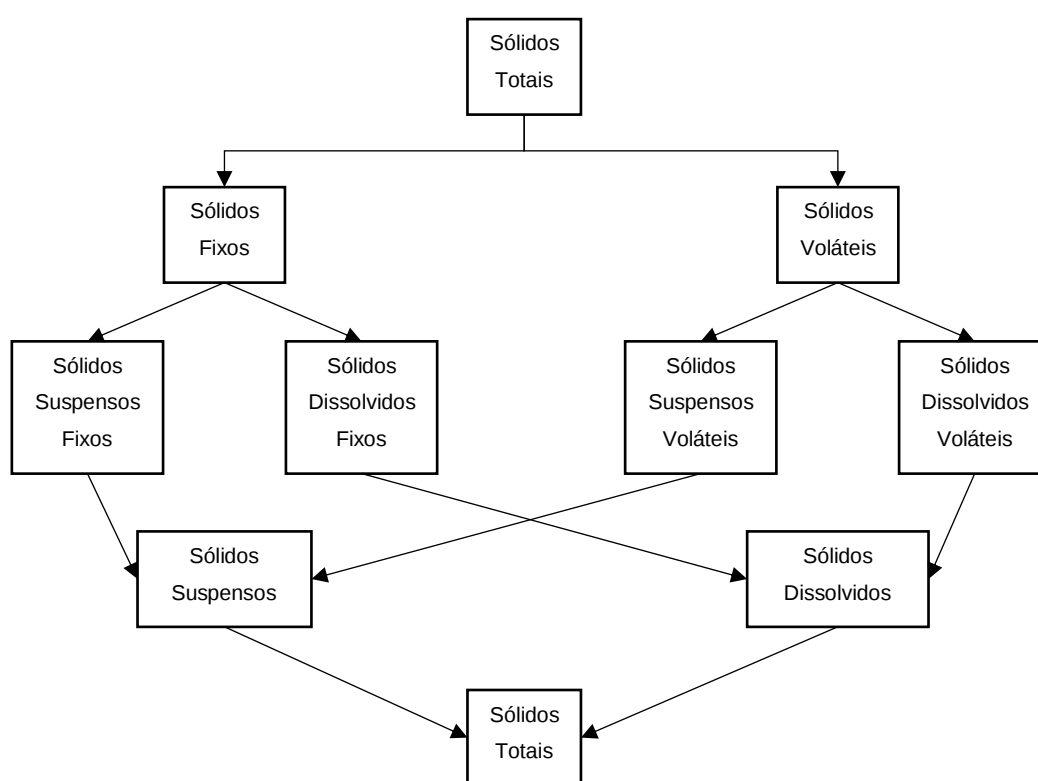


Figura 2.1 - Caracterização dos sólidos presentes na água residual e nas lamas e as suas relações.

Os sólidos presentes na lama raramente são partículas discretas e quase sempre formam agregados de partículas, referidos como flocos (Qasim e Zhu, 2018) (Spinosa e Vesilind, 2001). O tamanho, a densidade e a resistência dos flocos variam naturalmente com o processo que os origina e a natureza da água residual e são propriedades de interesse em várias operações da fase líquida e da fase sólida.

As lamas geradas no tratamento de águas residuais variam significativamente nas suas características físicas, químicas e biológicas o que faz com que seja difícil prever o seu

comportamento, especialmente no que se refere à operação de desidratação (Vaxelaire e Cézac, 2004) (To, 2016) (Héritier *et al.*, 2010).

O potencial de desidratação pode ser definido como a sicidade final da lama desidratada e a necessidade de reagentes no condicionamento (Kopp e Dichtl, 2000). O condicionamento e a desidratação estão interligados, visto que um bom desempenho dos equipamentos de desidratação está dependente de um bom condicionamento.

2.3.1 Distribuição de água nas lamas

A distribuição de água nas lamas é considerada crucial na avaliação do potencial de desidratação de uma lama, podendo ser interessante no estudo do condicionamento de lamas e na previsão do grau de desidratação que pode ser obtido (Vaxelaire e Cézac, 2004).

Aquando da etapa de desidratação, independentemente da origem da lama ou do tratamento prévio, o conteúdo de água na lama quase nunca é inferior a 90%, podendo mesmo ser 99%. (Metcalf & Eddy, 2014).

O comportamento da água presente na lama depende da proximidade com os sólidos (Vexelaire e Cézac, 2004). Segundo Vesilind (1994), a água presente na lama assume quatro formas (Fig. 2.2):

- Livre;
- Intersticial;
- Superficial (ou vicinal);
- De hidratação (ou quimicamente ligada).

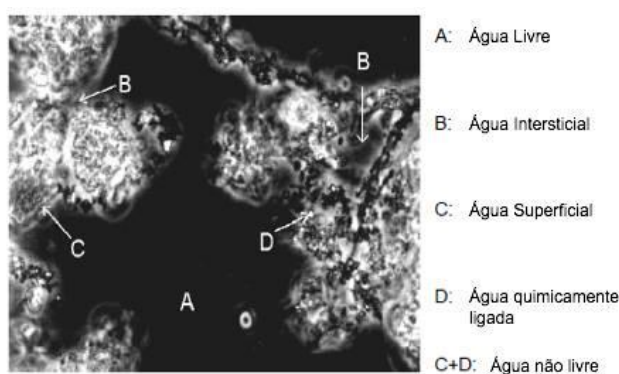


Figura 2.2 - Distribuição de água nas lamas (adaptado de Kopp, 2016).

A água livre é a água que não está associada às partículas e não é influenciada, nem pelos sólidos em suspensão nem por fenômenos de capilaridade; a intersticial está aprisionada entre partículas de um floco e dentro das células podendo transformar-se em água livre se houver destruição dos flocos ou das células; a superficial ou vicinal é a mais controversa podendo ser confundida com a intersticial, mas caracteriza-se por ser água retida à superfície das partículas por adsorção e adesão; a de hidratação é considerada a água que está quimicamente associada às partículas e que só pode ser removida com recurso a energia térmica.

A fração que corresponde à água vicinal e de hidratação é denominada água não livre. Esta fração corresponde à água que está no floco ou à superfície do floco (Vesilind, 1994).

A água livre é considerada a fração de maior importância, visto que é a fração mais facilmente removida e que pode ser removida na totalidade por desidratação mecânica (Kopp e Dichtl, 2000). Com condicionamento prévio além da fração livre também pode ser removida parte da água intersticial (Figura 2.3) (Vesilind, 1994) (Kopp e Dichtl, 2000) (Erdinciler e Vesilind, 2003) (Novak, 2006) (Metcalf & Eddy, 2014).

Kopp e Dichtl (2000) propuseram a existência de uma correlação entre a distribuição da água na lama e a eficiência do processo de desidratação. Por outro lado, Hasan *et al.*, (2017) não encontraram nenhuma correlação entre o conteúdo de água não livre e a sicidade obtida.

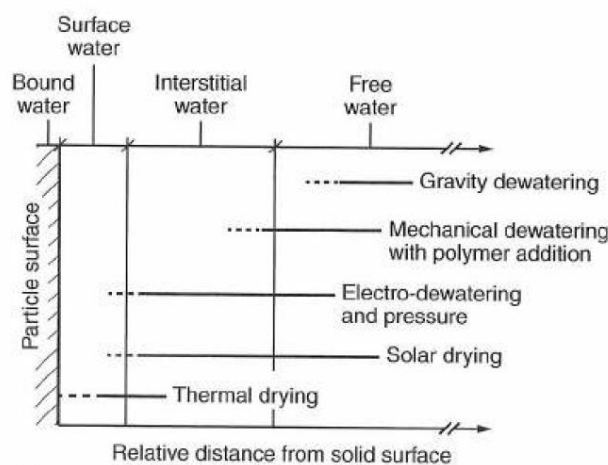


Figura 2.3 - Limites dos processos e operações unitárias, em relação ao conteúdo de água da lama (Metcalf & Eddy, 2014).

2.3.2 Tamanho, densidade e distribuição das partículas

A caracterização das partículas inclui a descrição das propriedades primárias das partículas dentro de um sistema, neste caso a lama. Propriedades primárias das partículas como o tamanho e a sua distribuição, a forma ou a densidade, em conjugação com as propriedades primárias do líquido como a viscosidade, a densidade, a concentração e o grau de dispersão, são essenciais na conceção e operação de equipamentos de desidratação, pois condicionam propriedades secundárias como a velocidade de sedimentação e o potencial de desidratação. Apesar de se poder medir as propriedades secundárias de forma precisa, para o estudo e compreensão, e até previsão, das propriedades secundárias, é necessário um melhor entendimento das relações entre as propriedades primárias e secundárias (Svarovsky, 2000).

Quanto menor o tamanho das partículas presentes na lama, mais difícil é a separação sólido-líquido. No entanto, as relações existentes na separação sólido-líquido são complexas, e no caso específico da centrifugação, inexistentes, mas fatores como a concentração de sólidos também têm peso no grau de separação que é possível atingir (Svarovsky, 2000). Seria expectável que quanto maior a concentração de sólidos maior o grau de siccidade possível de ser obtido. No entanto, An *et al.*, (2017), num estudo sobre a influência da concentração de sólidos na digestão anaeróbia mesófila e no potencial de desidratação, concluem que o potencial de desidratação diminui com um aumento da concentração de sólidos. Uma maior concentração de sólidos resulta na diminuição da necessidade de reagentes, facto que só se verifica se houver uma boa incorporação dos mesmos (doseamento bem efetuado). Por outro lado, a facilidade de incorporação dos reagentes diminui com um aumento da concentração de sólidos (SNF Floerger, 2005).

O tamanho das partículas é reconhecido como o fator que mais influencia a capacidade de desidratar de uma lama (Karr e Keinath, 1978) (USEPA, 1982). Após uma revisão dos muitos fatores reportados na literatura que potencialmente afetavam a desidratação, Karr e Keinath (1978) constataram que o tamanho e distribuição das partículas, eram os fatores que mais influenciavam a etapa de desidratação, e que outros fatores eram importantes, apenas devido ao seu efeito no tamanho das partículas.

Karr e Keinath (1978) ao estudarem lama primária, lama biológica proveniente de processos de lamas ativadas e lama anaerobiamente digerida, concluíram que a fração supra coloidal, caracterizada por dimensões entre 1 – 100 μm , era a que mais afetava a capacidade de desidratar da lama, com a lama anaerobiamente digerida a apresentar a maior concentração de partículas nesta faixa.

Rasmussen *et al.* (1994) ao estudarem o potencial de desidratação de lama armazenada em condições anaeróbias, não observaram alterações significativas no potencial de desidratação para a fração acima de 10 μm , admitindo que a fração 0,45 a 10 μm deveria ser a mais importante.

Novak *et al.*, (2004) propõem que a fração coloidal, definida pelos autores como a que passa num filtro de malha 1,5 µm, é a causa de um aumento da necessidade de reagentes e diminuição do potencial de desidratação.

De acordo com a Lei de Stokes (eq. 1), uma partícula esférica em suspensão num meio líquido vai sedimentar a uma velocidade proporcional ao quadrado do raio da partícula. Apesar de as partículas não serem esféricas, pode-se concluir que partículas de maiores dimensões vão sedimentar a uma velocidade superior à de partículas de menor dimensão.

$$v_s = \frac{r^2 \times g \times (\rho_p - \rho_l)}{18\mu} \quad (1)$$

Onde,

v_s é a velocidade de sedimentação;

r é o raio da partícula;

g a aceleração da gravidade;

ρ_p é a densidade da partícula;

ρ_l a densidade do líquido;

μ a viscosidade do meio líquido.

Da lei de Stokes conclui-se ainda que a densidade das partículas é importante, sobretudo para o processo de centrifugação, que consiste numa sedimentação acelerada, em que a separação ocorre por diferença de densidades. Quanto maior for a densidade das partículas presentes na lama, mais eficaz é o processo de centrifugação. O oposto é igualmente verdadeiro, quanto menor a densidades das partículas e mais próxima da densidade da água, mais difícil é a separação sólido-líquido por centrifugação (Spinosa e Vesilind, 2001). Por sua vez, um aumento da viscosidade diminui a velocidade de sedimentação.

O aumento da prática de remoção de sólidos por tamisação, tanto no início da fase líquida como da fase sólida, resulta num aumento de partículas finas comparativamente a partículas de maior dimensão, que apresentam maior dificuldade na separação sólido-líquido por centrifugação (Retter e Schilp, 1994).

O tamanho das partículas relaciona-se ainda com a área superficial na medida que o aumento da área superficial providencia mais área para a água ser adsorvida. O resultado é a redução da fração de água livre e consequente aumento da fração de *água não livre*, que apresenta maior dificuldade em ser removida por desidratação mecânica (Lawler *et al.*, 1986). O aumento do número de partículas de reduzida dimensão aumenta ainda a repulsão entre partículas devido ao aumento de área com carga superficial negativa (USEPA, 1982).

2.3.3 Efeitos das substâncias extracelulares poliméricas e catiões na desidratação

As substâncias extracelulares poliméricas (SEP) definem-se como uma representação de diferentes classes de macromoléculas como lípidos, polissacarídeos, proteínas, ácidos nucleicos, entre outros componentes, existentes no exterior das células e no interior dos agregados microbianos e são produzidas durante a atividade dos microrganismos (Wingender *et al.*, 1999). As SEP apresentam várias classificações de acordo com o seu estado e onde se encontram (Christensen *et al.*, 2015) e têm particular importância nas propriedades físico-químicas dos agregados microbianos como a estrutura, a carga superficial, a capacidade de sedimentar e a capacidade de desidratar (Sheng *et al.*, 2010). As SEP podem constituir até 80% da massa total das lamas ativadas e encontram-se num estado de hidratação elevado, aumentando o conteúdo de água não livre e limitando a capacidade de desidratação das lamas (Neyens *et al.*, 2004).

A carga superficial é outro fator importante na desidratação, que se relaciona com a presença de SEP, e é de particular importância na escolha da carga do polieletrólito a utilizar no condicionamento. Normalmente, as lamas oriundas do tratamento de águas residuais urbanas apresentam uma carga superficial negativa, devido à presença de SEP, sendo o principal motivo pelo qual os reagentes utilizados no condicionamento prévio à desidratação serem catiónicos (Mikkelsen e Keiding, 2002) (USEPA, 1982). As partículas de carga superficial negativa repelem-se à medida que se aproximam umas das outras, aumentando exponencialmente o grau de repulsão à medida que são forçadas a aproximarem-se. O condicionamento com polieletrólito catiónico permite superar as forças de repulsão e agregar as partículas formando flocos de maiores dimensões (USEPA, 1982).

A presença de catiões é importante na desidratação, particularmente na desidratação de lamas biológicas, e relaciona-se também com a presença de SEP. Segundo o modelo de ligação iónica, os catiões bivalentes como o Cálcio (Ca^{2+}), o Magnésio (Mg^{2+}) e o Ferro (Fe^{2+}), agem como pontes entre as partículas de carga negativa das SEP, aumentando o tamanho e a estabilidade dos flocos, assim como o potencial de desidratação (Higgins e Novak, 1997) (Bruus *et al.* 1982) (Rasmussen *et al.* 1994) (Jin *et al.*, 2004).

Por outro lado, a presença de catiões monovalentes, como o Sódio (Na^+) ou o Potássio (K^+), estão associados a uma degradação do potencial de desidratação da lama (Higgins e Novak, 1997), fenómeno que pode ser observado no Norte da Europa devido à utilização de Sal (NaCl) nas estradas para fusão do gelo ou em zonas costeiras com intrusão salina (Christensen *et al.*, 2015). O excesso de Na^+ , resulta numa desfloculação, como por exemplo, quando é adicionado hidróxido de sódio (NaOH) para correção do pH (Shimp *et al.* 2013). Uma concentração elevada de catiões monovalentes resulta em flocos menos resistentes e numa maior concentração de SEP em solução (Novak *et al.* 2003).

Higgins e Novak (1997) propuseram que o rácio de iões monovalentes para divalentes (M/D) não poderá ser superior a 2 meq/meq, caso contrário a capacidade de sedimentar e de desidratar da lama sofre deterioração significativa. Os autores sugerem ainda que, ao contrário de resultados anteriores obtidos por outros grupos de trabalho, a presença de proteína tem maior expressão que a presença de polissacarídeos na formação de flocos. Ao adicionarem enzimas para degradar tanto as proteínas como os polissacarídeos, observaram que a degradação de polissacarídeos não tem o mesmo impacto na capacidade de sedimentar e de desidratar da lama como a degradação de proteína. Assim, a fração proteica é mais importante na avaliação do potencial de desidratação do que a fração polissacarídeos.

Bruus *et al.* (1992) mostraram que ao removerem o catião divalente Ca^{2+} por troca iónica ou através da adição de um agente quelante, neste caso EGTA, a etapa de desidratação era negativamente afetada, devido ao aumento do número de partículas de menor dimensão, o que, deste modo, corrobora o trabalho de Karr e Keinath (1978). Na continuação deste trabalho, foi adicionado o catião Cobre (Cu^{2+}) à medida que se ia libertando Ca^{2+} , tendo-se observado uma melhoria no potencial de desidratação, que se justifica pela substituição do Ca^{2+} por Cu^{2+} na estrutura dos flocos, resultando em flocos mais estáveis. Estes resultados confirmam também o modelo de ligação iónica, no qual os catiões divalentes se apresentam como pontes dentro da matriz do flocos, existindo uma seletividade, com base na disponibilidade e na resistência que o flocos pode apresentar ($\text{Cu}^{2+} > \text{Fe}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$).

2.3.4 Origem das lamas

É amplamente aceite que a lama originada no tratamento primário apresenta uma capacidade superior de sedimentar e de desidratar em comparação com a lama originada no tratamento biológico (Qasim, 1999) (Metcalf & Eddy, 2014) (Turovsky e Mathai, 2006) (Suez Degremont, 2018) (USEPA, 1982 e 2000). As diferenças são sobretudo devidas aos constituintes de cada lama. Ao contrário dos flocos que constituem a lama biológica, em que é necessária a sua formação para que a lama sedimente, a lama primária é constituída por sólidos que por si só são sedimentáveis (Metcalf & Eddy, 2014).

As águas residuais municipais contêm partículas finas e coloidais que passam pelo tratamento primário convencional, onde não existem mecanismos de coagulação e floculação. Ao entrarem no tratamento biológico, parte destas partículas são removidas, sendo um dos principais motivos pelo qual, as lamas biológicas apresentam uma capacidade de desidratar inferior, apresentando siccidades menores e uma necessidade de reagentes superior (USEPA, 1979a). Outro fator que contribui para que as lamas biológicas sejam mais difíceis de desidratar é a afinidade com a água (lamas hidrofílicas), o que determina que não se obtenham siccidades tão elevadas (Suez Degremont, 2018).

Um dos parâmetros relevantes para avaliar o potencial de desidratação de uma lama biológica é a sua origem entre as inúmeras variantes que existem do tratamento biológico, devido às

diferenças das propriedades morfológicas, físicas e químicas dos flocos que as constituem (Jin *et al.* 2004) (Herwijn, 1996). Por exemplo, os flocos formados durante o tratamento biológico com recurso à tecnologia Nereda® (também referidos como grânulos), são de maior dimensão e mais densos do que os flocos formados durante o tratamento por um sistema convencional de lamas ativadas, ao ponto de poderem ser observados sem recurso a um microscópio. Isto implica que sedimentem a uma velocidade superior, comparativamente a um sistema convencional de lamas ativadas (Gomes, 2018).

A resistência de um floco está diretamente relacionada com a sua estrutura e com o processo do qual origina (Jarvis *et al.*, 2005). A resistência do floco é importante pois durante o processo de desidratação, a lama é sujeita a forças com expressão significativa, particularmente no caso de centrífugas (Novak, 2006) (To, 2016) em que a elevada tensão aplicada pela centrífuga destrói os flocos resultantes do condicionamento prévio com polieletrólito, resultando novamente em partículas de menor dimensão que tendem a ser mais difíceis de desidratar (Dentel, 2001).

A destruição dos flocos pode ocorrer de dois modos, por fragmentação total e por erosão superficial. No primeiro atuam forças de tensão que resultam na divisão do floco em dois de tamanho idêntico. No segundo atuam tensões de corte que remove partículas de menor dimensão do floco, aumentando assim o número total de partículas de reduzida dimensão (Jarvis *et al.* 2005).

Na Figura 2.4 resume-se de um modo geral os fatores que influenciam, de forma direta ou indireta, as propriedades das lamas biológicas.



Figura 2.4 - Parâmetros que afetam as propriedades da lama biológica, direta ou indiretamente (Christensen *et al.*, 2015).

A jusante da operação de espessamento, ou em alguns casos a montante, as lamas primárias e biológicas são normalmente misturadas originando as denominadas lamas mistas.

Devido ao processo de centrifugação ser uma operação unitária de desidratação com recurso a uma sedimentação acelerada, quando ocorre mistura de lamas, o rácio de lama primária (LP) para lama biológica (LS) é um fator importante na obtenção dos resultados pretendidos. O rácio LP:LS, com base na MS, determina o potencial de desidratação da lama mista de uma forma

simplicista, ou seja, quanto maior o rácio de lama primária, maior será o potencial de desidratação (Fig. 2.5) (Hasan *et al.*, 2017) (Meyer *et al.*, 2018). À medida que a fração de lama biológica na lama mista aumenta, a sicidade da lama desidratada diminui. Kopp e Dichtl (2000) atribuem este fenómeno à diminuição da fração de água livre.

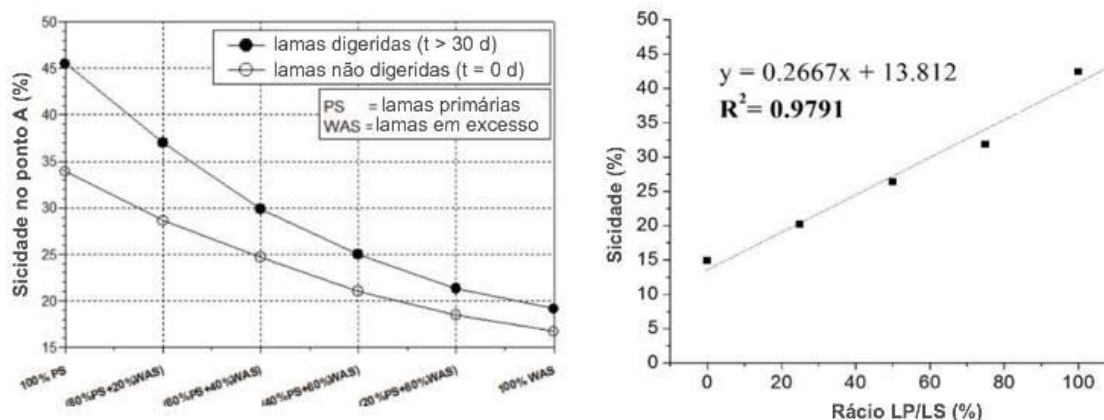


Figura 2.5 – Sicidade (%) da lama mista para diferentes rácios LP:LS (Kopp 2016 in Goss, 2017) (esquerda) (Hasan *et al.*, 2017) (direita).

2.3.5 Remoção biológica de fósforo

A remoção biológica de nutrientes é um processo de tratamento cada vez mais comum de águas residuais, tendo sem dúvida um impacto positivo no meio ambiente. No entanto, o seu efeito, tanto na digestão como na desidratação de lamas, é ainda pouco conhecido, corroborando a inter-relação que existe entre a fase líquida e a fase sólida de uma ETAR, em que uma alteração na linha líquida pode, e provavelmente vai afetar, a fase sólida, positivamente ou negativamente (Shimp *et al.*, 2013).

A remoção biológica de fósforo, quando combinada com a digestão anaeróbia e concentrações baixas de alguns metais, parece contribuir para a diminuição do desempenho da desidratação (Dube, 2018) (Benisch *et al.*, 2014).

Higgins *et al.* (2014) relacionam a deterioração do potencial de desidratação após digestão anaeróbia, em ETAR com remoção biológica de fósforo, com o aumento do rácio de catiões monovalentes para divalentes (M/D). Neste estudo, Higgins e os seus colegas observaram que existia uma correlação entre o aumento da concentração de fósforo e a diminuição da concentração de Ca^{2+} e Mg^{2+} , atribuindo este fenómeno a reações de complexação e precipitação.

Segundo Shimp *et al.* (2013), a neutralização do PO_4^{3-} - P presente nas SEP pode contribuir para reduzir o impacto da remoção de fósforo por via biológica das águas residuais no processo de desidratação. Por outro lado, Higgins *et al.* (2014) sugerem que a redução da concentração de

PO_4^{3-} - P nos digestores pode ser a solução para reduzir os efeitos da remoção biológica de fósforo na desidratação.

Segundo Dube (2018), as SEP podem ser a causa da redução da eficiência na desidratação. Após digestão anaeróbia, o conteúdo de SEP aumenta, sugerindo que a remoção das SEP pode aumentar a eficiência da desidratação.

A remoção de fósforo reduz a capacidade de desidratar de lamas anaerobiamente digeridas, em 4 a 6 pontos percentuais, ao mesmo tempo que aumenta a necessidade de floculante, podendo atingir aumentos até 4 vezes, causando ainda problemas operacionais, como a precipitação de fosfato de magnésio e amônia (estruvite, MgNH_4PO_4) em tubagens e em equipamentos de desidratação (Benisch *et al.*, 2014). Apesar de a remoção biológica de fósforo reduzir ou eliminar a necessidade de coagulantes na fase líquida, tem de ser feita uma análise técnico-económica, de modo a garantir que a redução de custos não é inferior aos custos acrescidos derivado de um mau desempenho da desidratação. A diminuição da sidade da lama desidratada e aumento da necessidade de floculante, reflete-se num aumento dos custos operacionais e de transporte da lama a destino final (Schaum, 2018).

Na figura seguinte, Figura 2.6, pode-se observar a deterioração da etapa de desidratação, neste caso, através de uma diminuição da sidade da lama desidratada, coincidente com o início do processo de remoção biológica de fósforo.

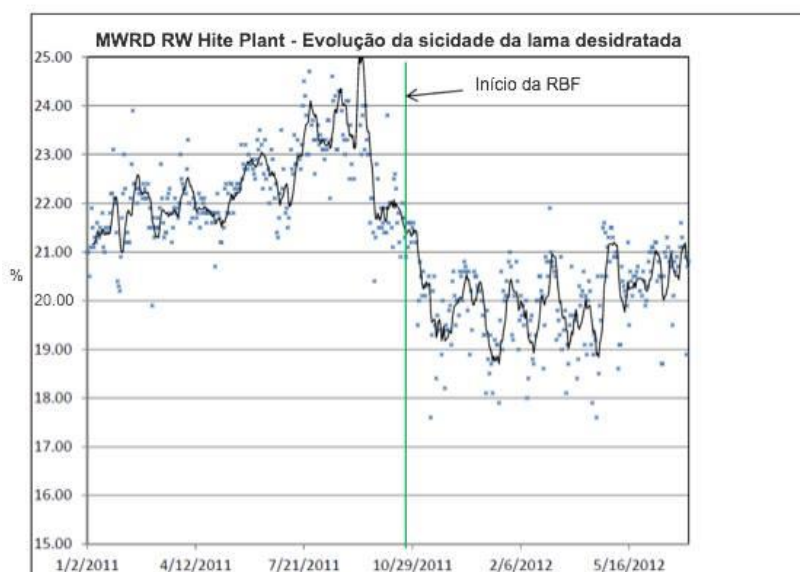


Figura 2.6 - Deterioração da sidade (%) após início da remoção biológica de fósforo (Cavanaugh, 2013 citado por Shimp *et al.*, 2013).

Dube (2018), ainda sobre a remoção de fósforo, diz que, a remoção química de fósforo é benéfica para a desidratação, ao contrário da remoção biológica de fósforo, que deteriora a etapa de desidratação.

2.3.6 Adição de reagentes na fase líquida

De acordo com a USEPA (1979b), a lama primária química derivada do uso de cloreto férrico, aumenta o desempenho da desidratação com recurso a centrífuga, tanto ao nível de sicidade obtida como em termos de necessidade de polieletrólito. Por outro lado, a lama primária química derivada da adição de sulfato de alumínio, deteriora o desempenho da centrífuga, diminuindo as sidades obtidas e aumentando o consumo de reagentes, com o aumento da quantidade de sólidos de origem química na lama.

Nos estudos efetuados pela USEPA (1979b), as sidades obtidas, a uma taxa de captura de aproximadamente 95%, foram, 15 a 18% para a lama primária química (Sulfato de Alumínio) e 22-25% para a lama primária química (cloreto férrico). A lama primária sem adição de reagentes obteve resultados intermédios entre as duas lamas químicas, com sidades entre os 20 a 21%, que permite concluir que a adição de sais de alumínio deteriora a desidratação ao contrário da adição de sais de ferro, que aumenta o desempenho da desidratação com recurso a uma centrífuga (Figura 2.7).

A WEF (2008) suporta esta informação, e diz que a adição de cloreto férrico na fase líquida pode aumentar a sicidade da lama desidratada e que a adição de sulfato de alumínio pode efetivamente deteriorar as sidades obtidas na desidratação. A diminuição do potencial de desidratação associado à adição de sais de alumínio pode-se relacionar com a diminuição de água livre, devido à sua natureza hidrofílica (Mano, 2017).

A adição de polímero aniónico como floculante aquando do doseamento de sais de alumínio e de ferro é bastante comum, podendo diminuir o potencial de desidratação através de um aumento do doseamento de polieletrólito catiónico na desidratação (Hasan *et al.*, 2017).

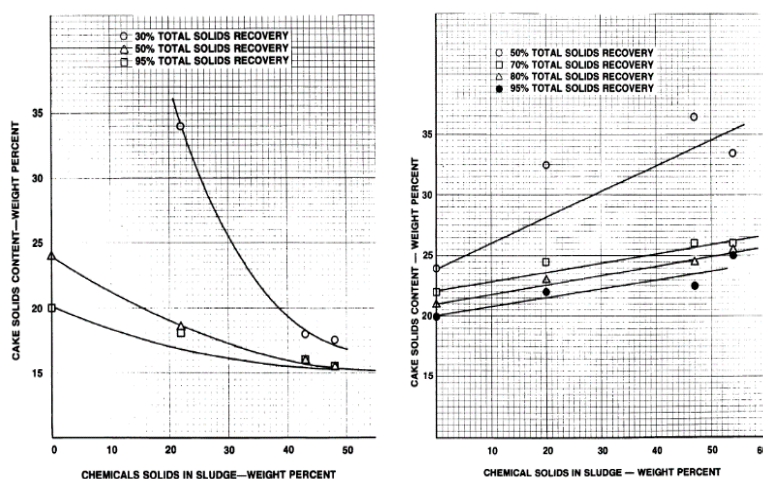


Figura 2.7 - Deterioração da sicidade (%) da lama desidratada derivado do aumento da adição de sulfato de alumínio (esq.) e aumento da sicidade (%) derivado de um aumento de cloreto férrico (da.) (USEPA, 1979b).

2.3.7 Digestão Anaeróbia

Os sólidos voláteis representam a fração orgânica presente na lama (Andreoli *et al.*, 2007) e são um dos parâmetros mais utilizados para caracterizar o potencial de desidratação de uma lama (Kopp e Dichtl, 2000). A digestão anaeróbia é realizada antes da etapa da desidratação porque se acreditava que melhorava a capacidade de desidratar da lama através da redução da fração orgânica (volátil) presente na lama (Fig. 2.8).

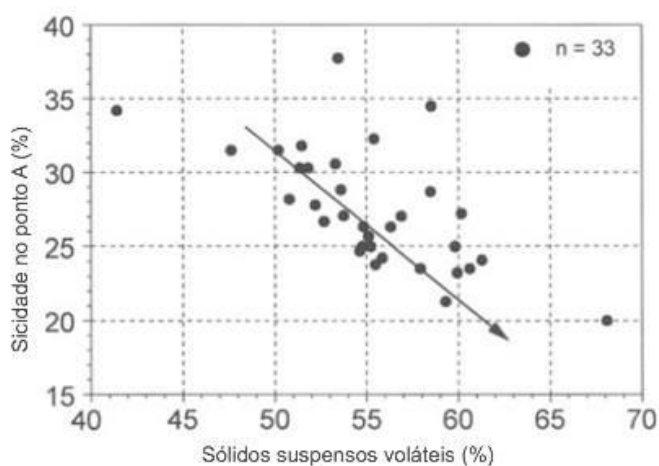


Figura 2.8 - Influência da MV na siccidade (%) da lama desidratada (Kopp e Dichtl, 2000).

Quanto maior a componente orgânica da lama, menor a densidade das partículas presentes na lama e conseqüentemente menor a densidade relativa dos sólidos (eq. 2). A fração orgânica da lama implica ainda, mais água retida por capilaridade, devido ao menor ângulo de contacto (Kopp e Dichtl, 2000).

$$Densidade\ Relativa = \frac{1}{\left(\frac{SF/ST}{2,5}\right) + \left(\frac{SV/ST}{1,0}\right)} \quad (2)$$

Onde,

SF são os sólidos fixos (g/l);

SV são os sólidos volatéis (g/l);

ST são os sólidos totais (g/l).

A digestão anaeróbia reduz a quantidade de lama a desidratar ou a encaminhar a destino final, no entanto pode resultar numa lama que é efetivamente mais difícil de desidratar (Houghton *et al.*, 2000) (Novak *et al.*, 2004), que se pode justificar por a digestão formar, durante o processo,

partículas de menor dimensão, que diminuem a capacidade de desidratar (Lawler *et al.* 1986) (Karr e Keinath, 1978).

A digestão anaeróbia pode ser benéfica ou prejudicial para a desidratação, dependendo essencialmente se está a funcionar como pretendido ou não. Uma digestão bem realizada deverá influenciar positivamente a desidratação, porque ocorre destruição de matéria de todos os tamanhos, especialmente de tamanho reduzido. Por outro lado, uma digestão mal realizada, que destrói partículas de maior dimensão e cria um maior número de partículas de menor dimensão, pode afetar o bom funcionamento da etapa de desidratação (Lawler *et al.*, 1986) (Novak *et al.*, 2004).

Lawler *et al.* (1986) defendem que os digestores devem ser projetados e operados não apenas para estabilizar a lama, mas também tendo em consideração a etapa de desidratação. A poupança de volume e consequente redução do tempo de retenção no digestor em fase de projeto pode ter consequências na etapa de desidratação em fase de exploração, sobretudo na quantidade de reagentes necessária.

Para garantir o bom funcionamento da digestão, alguns parâmetros têm de ser monitorizados, sendo os mais importantes:

- pH;
- Alcalinidade;
- AGV;
- Temperatura;
- Carga orgânica;
- Tempo de retenção hidráulico.

No caso de haver alterações na etapa de desidratação após digestão, deve-se procurar causas que justifiquem as alterações, nomeadamente nos parâmetros anteriormente referidos (WEF, 2008).

Os processos de digestão anaeróbia alteram as propriedades da lama, e, os estudos sobre o impacto da digestão anaeróbia na etapa de desidratação apresentam um panorama confuso, existindo estudos que afirmam que a digestão anaeróbia aumenta o potencial de desidratação (Lawler *et al.* 1986) (Mikkelsen e Keiding, 2002) e outros que afirmam que a digestão anaeróbia diminui o potencial de desidratação da lama (Karr e Keinath, 1978) (Novak *et al.*, 2003) (Novak *et al.*, 2004).

Novak *et al.*, (2004) ao compararem as necessidades de reagentes e capacidade de desidratar de lama aerobiamente e anaerobiamente digeridas, observaram que quanto maior a destruição de MV, maior era a necessidade de reagentes durante a desidratação, e que, a matéria presente após digestão anaeróbia, era de natureza coloidal (Figura 2.9).

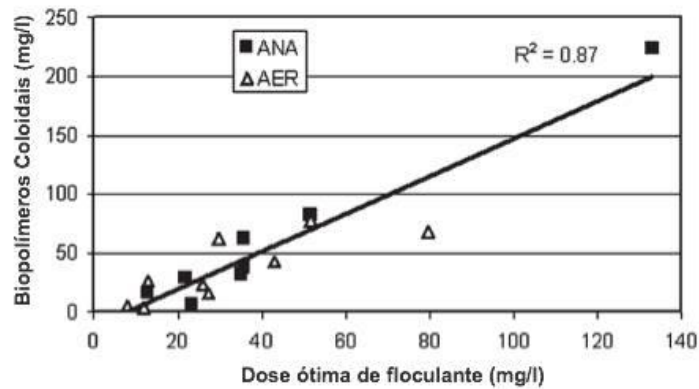


Figura 2.9 – Dose ótima de polieletrólito (mg/l) em função do conteúdo de polissacarídeos e proteína (Novak *et al.*, 2004).

Mikkelsen e Keiding (2002) ao caracterizarem e compararem lamas de dez ETAR diferentes e de origens diferentes, nomeadamente, primária, ativada, mista, anaerobiamente digerida na faixa mesófila e anaerobiamente digerida na faixa termófila, concluíram que as lamas digeridas têm características semelhantes à lama primária e que ambas atingem sidades semelhantes, e que este fenómeno se deve ao baixo conteúdo de SEP na lama, em comparação com a lama ativada.

Novak *et al.* (2003) observaram que após digestão anaeróbia, o conteúdo de proteínas e de polissacarídeos na lama aumentou, no entanto, a fração proteica teve um aumento bastante superior à fração de polissacarídeos, ao contrário do observado após digestão aeróbia, em que a maior fração presente após digestão era a de polissacarídeos. Novak *et al.* (2003) sugerem ainda que após o processo de digestão anaeróbia, a não destruição da fração proteica presente, vai implicar a libertação de odores durante a etapa de desidratação.

O impacto do conteúdo de SEP da lama – com particular ênfase na proteína e nos polissacarídeos, também referidos como biopolímeros – vai afetar indiretamente a etapa de desidratação, observando-se essencialmente um aumento da necessidade de reagentes durante o condicionamento da lama, à entrada da operação de desidratação (Novak *et al.*, 2003) (Novak, 2010), confirmando o observado por Lawler *et al.* (1986).

Houghton *et al.* (2000) observaram que o processo de digestão reduziu o conteúdo de SEP, no entanto, afirmam que, o processo de digestão deteriora a desidratação. Os autores propõem que o efeito que as SEP têm na capacidade de desidratar de uma lama não está relacionada somente com a quantidade de SEP presente, mas sobretudo com a quantidade das diferentes frações de SEP presentes. A presença até 10 mg SEP/ g SST na lama digerida pode favorecer a etapa de desidratação, mas quando este valor é ultrapassado, a capacidade de desidratar da lama diminui. Os autores concluem ainda que durante a digestão, a fração de polissacarídeos é reduzida significativamente em relação à fração proteica, aumentando o rácio proteína/polissacarídeos, pelo que a redução da fração proteica na lama digerida pode facilitar a etapa de desidratação e até reduzir, ou mesmo eliminar, a necessidade de reagentes na desidratação mecânica.

De acordo com Suez Degremont (2018) e pela experiência adquirida pelo grupo ao longo dos anos, a digestão anaeróbia de lama primária ou biológica não afeta o potencial de desidratação destas lamas, no entanto a digestão anaeróbia de lama mista, resulta numa diminuição do potencial de desidratação.

A hidrólise é reconhecida como sendo a etapa limitante do processo de digestão anaeróbia, podendo-se acelerar o processo de digestão, aumentar a produção de biogás, e reduzir o volume necessário para digestão, através de uma etapa preliminar de hidrólise com condições de temperatura (165 °C), pressão (6 bar) e/ou biológicas (pH entre 5 a 5,5) ótimas para as bactérias hidrolíticas, ou ainda através da utilização de enzimas (Horan *et al.*, 2018). O processo Cambi da empresa Norueguesa com o mesmo nome, e outros processos baseados na hidrólise térmica, como o Digelis Turbo da Suez Degremont ou o Exelys e Biothelys da Veolia Water Technologies, são cada vez mais reconhecidos e aplicados, por um lado por reduzirem substancialmente o volume de lamas e por outro, por aumentarem significativamente a produção de biogás. Este processo permite ainda reduzir o espaço ocupado pelos digestores, aumentar o grau de estabilização da lama digerida e proporcionam um aumento do potencial de desidratação (Suez Degremont, 2018) (Higgins *et al.*, 2017).

O aumento do grau de desidratação para lama digerida com tratamento prévio por hidrólise térmica é expectável, na ordem dos 10% MS, não sendo consistente este aumento no caso das centrífugas, com os filtros de banda a apresentarem melhores resultados (Panter, 2009). Este aumento pode ser consequência do efeito que o processo de hidrólise térmica tem ao nível das SEP e da água não livre (Hasan *et al.*, 2017).

2.3.8 Limitações dos estudos apresentados

É de salientar que nos ensaios realizados por diversos autores, os parâmetros utilizados para aferir o potencial de desidratação da lama em experiências laboratoriais, são normalmente a resistência específica à filtração e o tempo de sucção capilar, que não consideram o efeito de tensão tangencial existente nas centrífugas. Estes métodos são mais adequados para prever o potencial de desidratação em equipamentos de filtração, como é o caso dos filtros de banda e dos filtros prensa, que devido às forças exercidas na lama, também apresentam efeitos de tensão tangencial, mas não numa escala comparável à existente durante o processo de centrifugação (To, 2016) (Mamais, 2009). Marinetti *et al.*, (2009) generalizam e dizem que os testes referidos são inadequados para a previsão do grau de sidade atingível para qualquer equipamento de desidratação mecânica.

To *et al.*, (2016), conclui que a resistência específica à filtração determina a cinética de desidratação e não as sidades que podem ser obtidas, e que o tempo de sucção capilar determina as condições mais favoráveis de floculação e não o potencial de desidratação, e propõem que o método *Higgins MCT (Modified Centrifugal Technique)* prevê de forma mais exata a capacidade de desidratar de uma lama com recurso a uma centrífuga. Ao compararem os

resultados obtidos em laboratório com os obtidos à escala real, para a mesma lama, obtiveram resultados semelhantes, ao contrário do verificado com o teste do tempo de sucção capilar.

A título de curiosidade, a *Centrisys*, fabricante Americana de centrífugas e outros equipamentos e tecnologias patenteadas, apresentou, em 2018, uma centrífuga cujo objetivo é diminuir as discrepâncias entre estudos laboratoriais e projetos de investigação, desenvolvimento e inovação, e a operação à escala real.

2.4 Desidratação por Centrífuga

2.4.1 Introdução

Criadas em 1878 por Gustaf de Laval para a indústria alimentar, mais concretamente para produzir nata, a centrífuga é um equipamento mecânico que utiliza a força centrífuga para realizar uma separação sólido-líquido, sendo atualmente utilizadas no mundo inteiro para as mais diversas aplicações (Leung, 2007) (Records e Sutherland, 2001).

Existem dois tipos de centrífugas, de filtração e de sedimentação (Anlauf, 2007). Nas centrífugas que usam o princípio da sedimentação, a separação ocorre pela diferença de densidades das diferentes fases alimentadas ao equipamento. As que recorrem ao princípio da filtração, acresce a existência de um meio poroso na parede da câmara cilíndrica exterior, que permite que o líquido passe ficando o remanescente - fase sólida - no interior (Records e Sutherland, 2001).

Em relação ao modo de funcionamento as centrífugas podem funcionar de dois modos distintos, contínuo ou intermitente (*batch*). No funcionamento intermitente é necessário parar o equipamento para a remoção da lama desidratada, por outro lado, o modo de operação contínuo não exige que o equipamento pare o seu funcionamento, enquanto produz dois produtos finais, sólido e líquido, lama desidratada e escorrências respetivamente (Records e Sutherland, 2001).

Em relação ao eixo de rotação as centrífugas são orientadas verticalmente ou horizontalmente. Em relação ao modo de alimentação e sentido de escoamento da fase líquida e da fase sólida as centrífugas podem ser do tipo coocorrente ou contracorrente (Records e Sutherland, 2001).

As centrífugas utilizadas na desidratação mecânica de lamas provenientes do tratamento de águas residuais são do tipo de sedimentação e de funcionamento contínuo, orientadas horizontalmente e são utilizadas na desidratação de lamas provenientes de ETAR desde 1930 (USEPA, 2000). O modelo utilizado atualmente, caracterizado por ter um parafuso transportador no interior (*decanter centrifuge*), existe há aproximadamente 65 anos (Islander, 2012).

Este tipo de centrífuga (*decanter centrifuge*) é utilizado na desidratação de lamas por apresentar uma excelente capacidade para grandes volumes com concentrações de sólidos elevados – 5 a 10%. No entanto, estas não conseguem atingir nem forças centrífugas relativas tão elevadas

nem graus de clarificação e separação tão elevados sem condicionamento prévio (Leung, 2007) (Records e Sutherland, 2001).

A centrífuga funciona em modo contínuo, tanto de alimentação como de descarga da fase líquida e da fase sólida, o que associada a uma boa capacidade de desidratação de lamas fez com que seja, em conjunto com os filtros de banda, um dos melhores e mais utilizados equipamentos no mundo, para a desidratação de lamas de ETAR (USEPA, 1982) (Anlauf, 2007) (Higgins *et al.*, 2015) (Mamais, 2009).

2.4.2 Princípio de funcionamento

A lama a desidratar entra na centrífuga, através de uma tubagem central que passa na zona oca do eixo de transmissão, na interseção da zona cilíndrica com a zona cônica. Após entrada na centrífuga a lama é acelerada de forma suave até atingir a velocidade rotacional definida.

Devido à força centrífuga existente, derivada da elevada velocidade de rotação da câmara, os sólidos sedimentam contra a parede da câmara. O parafuso transportador, que se movimenta a uma velocidade rotacional diferente do que a da câmara, transporta os sólidos em direção à zona cônica, e através da zona cônica, até à zona de descarga da fase sólida. A descarga da lama desidratada é realizada através de aberturas que permitem que a lama passe com recurso à força centrífuga.

A fase líquida, vulgarmente conhecida como escorrências da desidratação, desloca-se no sentido oposto à fase sólida, em direção à ponta cilíndrica da câmara, onde é descarregada através de um conjunto de placas ajustáveis. Na Figura 2.10 apresenta-se o esquema de uma centrífuga com modo de operação cocorrente.

A desidratação mecânica por centrifugação é caracterizada por dois passos, a sedimentação e a compactação. A sedimentação ocorre na zona cilíndrica de forma acelerada, resultado da elevada força centrífuga a ser exercida. É importante referir que devido às diferentes densidades das partículas presentes na lama, a camada de lama sedimentada não é homogénea (Suez Degremont, 2018). À medida que os sólidos vão sedimentando, o parafuso transporta as lamas em direção à zona cônica, onde vai ser exercida uma maior pressão na lama por parte do parafuso, e mais água é removida da lama. Pode-se ainda referir que, aquando da fase de compressão, a própria lama vai atuar como um filtro, pois é necessário que a água removida passe através da lama em direção à zona de descarga de escorrências (Leung e Shapiro, 1999) (Novak, 2006).

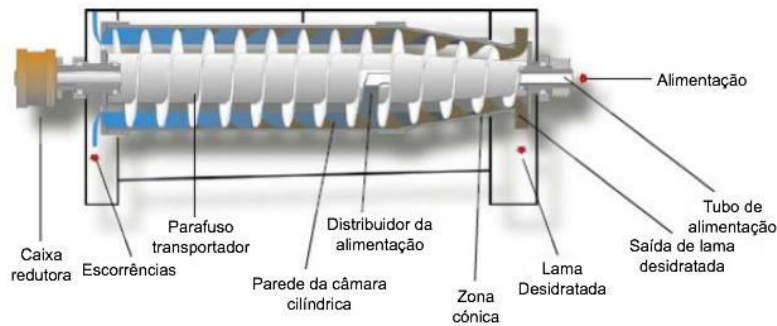


Figura 2.10 - Esquema de uma centrífuga com modo de operação cocorrente (adaptado de Alpha Laval, 2018).

2.4.3 Evolução das centrífugas

Apesar de as primeiras centrífugas apresentarem características semelhantes às contemporâneas, ocorreu um avanço tecnológico significativo em várias áreas que permitiu melhorar a produção e otimizar a operação deste equipamento (Sutherland, 2009) (Bell, 2013).

A evolução das centrífugas decorreu do mercado existente e em função das necessidades dos utilizadores (Records e Sutherland, 2001) (Sutherland, 2009). Atualmente ainda se assiste a este fenómeno, com particular destaque na redução e eficiência do consumo energético.

Desde o aparecimento deste tipo de centrífuga (*decanter centrifuge*) e nos 30 anos seguintes, O desempenho do equipamento pouco se alterou, existindo progresso apenas nos materiais utilizados na produção, que permitiu, por exemplo, câmaras com maior comprimento e velocidades rotacionais mais elevadas, que permitem uma maior capacidade de processamento (Records e Sutherland, 2001).

O rácio comprimento da câmara cilíndrica/diâmetro, l/D , aumentou de 2,5 a 4 para perto de 5 em centrífugas da nova geração, que permitem não só uma maior capacidade de processamento, mas também um maior tempo de residência no equipamento (Moatamri, 2003).

Sendo a centrífuga um equipamento de separação sólido-líquido que recorre a um processo de sedimentação acelerada, está largamente dependente do tamanho e densidade das partículas para atingir a separação desejada. Na década de 1960 foram desenvolvidos os polieletrólitos, que permitem flocular partículas de menor dimensão em agregados maiores e mais densos. Deste modo, o desempenho das centrífugas aumentou consideravelmente e revolucionou a desidratação de lamas, catapultando a centrífuga para o lugar cimeiro dos equipamentos de desidratação (Sutherland, 2009) (Records e Sutherland, 2001) (Havrin, 2016). Minaker (1995), numa análise da evolução das centrífugas nos 50 anos precedentes ao seu artigo, refere que o sucesso da centrífuga na captura de partículas de menor dimensão se deve ao desenvolvimento de polieletrólitos e não tanto a uma evolução do equipamento.

Os materiais utilizados no fabrico não mudaram significativamente nos últimos anos sendo o material mais comum o aço inoxidável (Bell, 2013). No entanto, a proteção de zonas sujeitas a maior desgaste, como os helicoides do parafuso, a zona de descarga de sólidos e a zona de alimentação, permitiu aumentar a durabilidade do equipamento, passando de manutenções a cada 2000 – 3000 horas de funcionamento para mais de 15 000 horas de funcionamento (Havrin, 2016).

A introdução de controladores de velocidade variável para motores elétricos, permitiu alterar a velocidade do equipamento durante a operação, otimizando o processo e reduzindo o consumo de energia, algo que não era possível anteriormente (Bell, 2013).

Uma das evoluções mais significativas está relacionada com os sistemas de controlo e automação, como o *Octopus* da *Alpha Laval* e o *Metris addIQ* da *Andritz*. Através de sensores de sólidos, tanto na alimentação como nas escorrências, e PLC, programados com algoritmos que incorporam não só conhecimento do equipamento, mas também do processo, adquirido ao longo de vários anos pelos fabricantes, o funcionamento da centrífuga é constantemente monitorizado e ajustado de modo a otimizar a operação, reduzindo significativamente os custos de operação (Michaelides, 2004).

Apesar de não ser uma evolução direta, o desenvolvimento tecnológico de caixas redutoras, rolamentos, selos mecânicos e correias de transmissão, não só em termos de horas de serviço, mas também a eficiência destes, foi outra grande evolução das centrífugas (Records e Sutherland, 2001) (Bell, 2013).

A evolução do design e do modo de alimentação e de descarga, tanto da fase líquida como da fase sólida, permitiram não só reduzir os custos energéticos das centrífugas como otimizar o processo (Records e Sutherland, 2001) (Sutherland, 2009).

Outras evoluções relativamente ao design do parafuso transportador ou o ângulo da zona cónica, que permitiram aumentar o nível do líquido e consequentemente a pressão hidrostática no interior da centrífuga, em sinergia com um controlo preciso e alterável durante a operação, da velocidade relativa e do binário de transporte, possibilitaram otimizar a operação.

Havrin (2016) diz que nos últimos 20 anos, o aumento do rácio L/D de 3 para mais de 4 que resulta num menor consumo energético e maior capacidade de processamento, a evolução dos controlos de acionamento que permitem um maior controlo do binário e da velocidade diferencial, e a otimização do modo de alimentação que não perturba o funcionamento da centrífuga e não desgasta prematuramente o acelerador, foram as maiores evoluções deste equipamento.

Apesar de a centrífuga ser um equipamento bem estabelecido, o desenvolvimento da separação sólido-líquido por centrifugação ainda pode evoluir. Por outro lado, este equipamento pode estar perto do limiar da tecnologia, pelo que, apenas o futuro poderá responder a esta questão.

Um modelo que prometia revolucionar o mercado, mas que nunca alcançou o sucesso esperado foi a Centidry®, que combina a desidratação por centrifugação com secagem térmica instantânea

num único equipamento, existindo apenas algumas aplicações na desidratação de lamas de ETAR na Europa e nenhuma nos E.U.A (Peeters, 2015) (Metcalf & Eddy, 2014).

2.4.4 Caracterização do mercado atual

O mercado de centrífugas, à data, é caracterizado por ter poucos fornecedores (Havrin, 2016). Atualmente existem três fabricantes de centrífugas para desidratação de lamas provenientes de ETAR que se destacam dos demais e são a *Alfa Laval*, a *Andritz* e a *GEA* (Sutherland, 2009). Apesar de existirem diferenças entre as centrífugas apresentadas por cada fabricante, destaca-se, de um modo geral, as semelhanças entre todas. Havrin (2016) relaciona estas semelhanças entre as várias centrífugas de diferentes fabricantes, com o fim das patentes nos anos 90.

A caracterização do mercado atual foi realizada com base nos catálogos dos três principais fabricantes, disponíveis nos seus sítios na *internet* (Alpha Laval, 2018) (Andritz, 2018) (GEA, 2018).

2.4.4.1 Alfa Laval

A *Alfa Laval* apresenta no seu portfólio como modelo mais recente de centrífugas para desidratação de lamas provenientes do tratamento de águas residuais, a *ALDEC G3*. Apresentada em 2011, a companhia afirma que pode apresentar reduções de consumo energético até 40% e que a resistência ao desgaste desta é superior à de modelos anteriores, não havendo, porém, referência ao uso de nenhum material de construção novo. A *ALDEC G3* otimizada pode reduzir o consumo elétrico até 0,5 kWh/m³ de lama a desidratar.

As *Power Plates* fazem parte de uma alteração do design patenteada que reduz a perda de energia cinética durante a saída das escorrências da centrífuga, que pode reduzir até 20% o consumo energético. A velocidade de descarga do líquido é capturada através das *Power Plates* e é transferida para a direção oposta à rotação da câmara reduzindo o consumo energético.

O novo *design Slime-line* do parafuso transportador é outra característica inovadora presente na *ALDEC G3*. Ao reduzir o diâmetro do parafuso e aumentar a distância entre helicoides (*conveyor flights*) consecutivos (*conveyor pitch*), permite um aumento de volume na câmara, sem aumentar o comprimento da centrífuga, ao mesmo tempo que aumenta a pressão no interior da centrífuga. Este *design* permite um aumento de 10% na capacidade da centrífuga e, ou um aumento da siccidade da lama desidratada ou uma diminuição do consumo de polieletrólito. O *Slime-line* permite ainda uma redução até 20% em custos energéticos ao diminuir as perdas por fricção entre a lama e os helicoides do parafuso.

A redução da secção das saídas de lama desidratada é outra modificação que a *ALDEC G3* apresenta que em sinergia com o aumento de pressão no interior da câmara determina que apenas a fração de lama mais desidratada seja removida.

Outro elemento da *ALDEC G3* que permite maior capacidade e maior sicidade da lama é a introdução de um disco defletor na zona de alimentação, modificação que também é possível de executar em modelos anteriores.

É ainda possível escolher entre uma zona cônica com ângulos maiores ou menores mediante o tipo de lama a desidratar, para obtenção dos melhores resultados possíveis de acordo com a indicação deste fornecedor.

Em termos de materiais, a câmara, o parafuso transportador, a proteção da câmara e outras componentes que possam estar em contacto direto com o processo são constituídas por aço inoxidável. A zona de descarga de sólidos, a zona helicoidal do parafuso e a zona de alimentação são protegidas por materiais extremamente resistentes à corrosão e ao desgaste, como o carboneto de tungsténio sinterizado.

Islander (2012) numa comparação da nova *ALDEC G3* com dois modelos anteriores, a *ALDEC G2* e a *Sharples DS-706*, registou reduções de consumo energético entre 25 a 40%.

2.4.4.2 ANDRITZ

A *Andritz* apresenta no seu portfólio como estado da arte de centrífugas para a desidratação de lamas de ETAR as *D-series*. Apesar de as *D-series* já existirem há algum tempo, as modificações introduzidas ao longo do tempo fazem das *D-series* atuais um equipamento completamente diferente. A marca refere que são possíveis reduções até 40% em custos energéticos.

Um dos fatores que contribui para a redução do consumo energético é a tecnologia patenteada *TurboJet weir plate*, que é muito semelhante à tecnologia *Power Plates* da Alpha Laval. Esta tecnologia, capta a energia cinética das escorrências e utiliza, de forma idêntica a um motor a jato, através de bocais de Laval (*nozzles*), o impulso resultante para providenciar rotação à câmara, diminuindo a potência utilizada pelo motor para manter a câmara à mesma velocidade rotacional. Os bocais são ajustáveis em função de diferentes caudais afluentes ao equipamento. Esta tecnologia apenas reduz o consumo energético, não resultando numa melhoria nem na sicidade final nem na clarificação das escorrências, podendo ser obtidas reduções entre 20 a 30% de consumo energético.

Outra modificação é o design da câmara - *High Hydraulic Pressure design* (HHP) -, que consiste numa redução do diâmetro de saída das escorrências, que permite aumentar tanto o nível do líquido como a pressão hidráulica no equipamento, ao mesmo tempo que reduz o consumo energético. Esta modificação permite reduções de consumo na ordem dos 15% e um aumento na separação sólido-líquido, servindo ainda como adjuvante na descarga de sólidos.

As *D-series* têm dois sistemas de acionamento, um de acionamento direto (*main drive*), associado ao motor principal e outro do tipo regenerativo (*back drive*), associado ao motor secundário. Ao contrário de sistemas convencionais de *back drive*, em que ao diminuir a

velocidade, a energia é dissipada na forma de calor, o *back drive* regenerativo recupera a energia e alimenta o motor principal, garantindo uma redução de consumo energético de 5%.

Apesar de a marca ter modelos desde o D2 até ao D12, que apresentam diferenças ao nível da capacidade de processamento volumétrico, quantidade de sólidos processados e potência instalada, estas modificações só estão presentes nos modelos D5 a D10.

A *ANDRITZ* refere ainda que o novo *design* do parafuso transportador reduz o binário exercido por parte da lama e melhora a clarificação das escorrências. Em sinergia com o design da zona cônica, aumenta a compactação da lama e reduz o binário necessário para transportar a lama em 30%. Esta redução do binário aumenta a durabilidade da caixa redutora.

Outra aposta da marca é a facilidade e rapidez da manutenção. Neste sentido, a marca garante que é possível trocar qualquer peça do equipamento *in situ* e em tempo recorde comparativamente a outras marcas, não sendo necessário retirar a centrífuga do local instalado e, em alguns casos, ter de a enviar para outro país.

É ainda possível ajustar o nível do líquido durante a operação, que para efeitos de operação é crucial, particularmente para centrífugas que operam 24 horas por dia.

2.4.4.3 GEA

A *GEA* apresenta como modelo mais recente a *waterMaster CF* e refere reduções até 50% em comparação com modelos da geração anterior. A *waterMaster CF* pode reduzir os consumos até 0,7 kWh/m³ de lama processada.

O *GEA ecodrive* permite controlar a câmara e o parafuso transportador recorrendo apenas a um conversor de frequência. O conversor de frequência do motor secundário inicia o motor primário durante o arranque da centrífuga até que a câmara atinga a velocidade nominal. Após atingida a velocidade nominal o sistema altera o conversor de frequência de volta para o motor secundário, que controla apenas a velocidade relativa, não existindo perdas de eficiência entre conversores de frequência, e permite reduzir o consumo energético em 5%.

Outra alteração é o *GEA summation drive*, que de acordo com o fabricante, permite controlar a velocidade relativa de forma precisa e eficiente, aumentar o binário exercido, reduzindo em 5% o consumo de energia.

O novo design da câmara, *deep-pond design*, e a *GEA varipond*[®], tecnologia patenteada que controla automaticamente o nível de descarga das escorrências, otimiza o regime de escoamento na câmara, aumenta a taxa de captura de sólidos e reduz a energia necessária na descarga da lama desidratada, com uma redução total de consumo energético que pode ascender a 30%. A maior pressão hidrostática permite separar partículas de menor dimensão. A marca diz que o consumo de polieletrólito diminui com o recurso a esta tecnologia.

Os *GEA energyjets* funcionam de forma semelhante às *power plates* da *Alpha Laval* e às *TurboJet weir plate* da *ANDRITZ*, que capturam a energia cinética das escorrências ao defletirem

na direção oposta à rotação da câmara e deste modo utilizando as escorrências como propulsor da câmara, reduzindo o consumo energético da centrífuga em 10%.

Outras características não relacionadas com o consumo energético são o modo como a alimentação é realizada, de forma a reduzir o desgaste e a otimizar a floculação da lama. Todas as partes em contacto com a lama são de aço inoxidável.

2.4.5 Comparação com outros equipamentos de desidratação mecânica

Apesar de a centrífuga ser um equipamento que muito evoluiu desde o seu aparecimento, e ser um dos principais equipamentos de desidratação mecânica, existem outros equipamentos de desidratação mecânica, que em conjunto com a centrífuga, permanecem no topo das escolhas para a desidratação de lamas do tratamento de águas residuais e que têm de ser mencionados, sendo eles, os filtros de banda e os filtros prensa. Ambos são equipamentos de filtração, que produzem bons resultados, e dependendo da dimensão da ETAR e dos resultados a obter, são escolhas viáveis para a operação de desidratação. No final do subcapítulo 2.4 secção 5 (Tabela 2.2) apresenta-se uma comparação dos três equipamentos.

2.4.5.1 Filtro de banda

O filtro de banda é um equipamento baseado no princípio da filtração através de drenagem gravítica e pressão mecânica, e é um dos principais equipamentos de desidratação desde o seu aparecimento, no início dos anos 70 (Metcalf & Eddy, 2014). De facto, apesar de as centrífugas obterem desempenhos superiores e ocuparem menos espaço, a crise energética dos anos 70 e 80 levou a uma alteração no mercado da desidratação, com os filtros de banda a emergirem como o principal equipamento de desidratação, sobretudo devido aos menores custos energéticos (Havrin, 2016).

Os filtros de banda são constituídos por três zonas:

- Uma zona inicial de drenagem por gravidade, onde a lama, previamente condicionada, drena a água livre através da tela e permite que a lama concentre;
- Uma zona de baixa pressão, onde é aplicada uma pressão de baixa intensidade à lama através de duas telas, uma superior e outra inferior;
- Uma zona de alta pressão, onde a lama vai sendo progressivamente mais pressionada entre as telas, à medida que vai passando por cilindros que vão diminuindo de raio.

No final, a lama desidratada é removida da tela, com recurso a uma lâmina que raspa a tela.

Atualmente as médias e grandes ETAR, sobretudo as próximas de grandes centros urbanos, utilizam preferencialmente centrífugas, não só pela escassez e elevados preços de espaço físico, mas também devido aos odores. O facto de as centrífugas operarem totalmente isoladas permite reduzir significativamente odores indesejados.

Por exemplo, em França, 64% das ETAR utilizam centrífuga para a desidratação de lamas, valor que atinge 70% em ETAR com equivalentes populacionais superiores a 100 000 habitantes equivalente, em comparação com 27% que utilizam filtro de banda (Girault et al, 2014).

Vários autores, em estudos que avaliam e comparam, o desempenho, custos operacionais e de investimento, entre filtros de banda e centrífugas, sugerem que a centrífuga é o melhor equipamento do ponto de vista técnico-económico (Kabouris *et al.*, 2005) (Havrin, 2016) (Porter *et al.*, 2014) (Drury *et al.*, 2002) (Zenz *et al.*, 1978) (Mamais *et al.*, 2009).

No entanto, a evolução dos filtros de banda não estagnou, existindo melhorias não só na sicidade da lama desidratada, mas também na capacidade de processamento, o que permite que os filtros de banda permaneçam uma solução técnico-económica eficaz, principalmente para ETAR de pequena dimensão (Dentel, 2001).

Abu-Orf *et al.*, (2008), numa avaliação dos dois equipamentos, em três ETAR diferentes, que incluiu as sidades obtidas, a dosagem de polieletrólito, a taxa de captura, o consumo energético e o caudal mássico, concluiu que o filtro de banda era o equipamento com menores custos operacionais. Apesar de a centrífuga utilizar mais polieletrólito no processo, as sidades obtidas bem como a taxa de captura, foram superiores com recurso à centrífuga, em todas as três ETAR avaliadas.

Na Tabela 2.1 apresenta-se uma comparação do desempenho entre os dois equipamentos.

Tabela 2.1 - Comparação do desempenho entre centrífugas e filtros de banda (adaptado de Metcalf & Eddy, 2014).

Equipamento	Sicidade	Doseamento de	Taxa de
<i>Tipo de Lama</i>	<i>(%)</i>	<i>Polieletrólito (kg/tMS)</i>	<i>Captura (%)</i>
Filtro Banda			
<i>Lama Primária</i>	26 - 35	1,5 - 2,5	-
<i>Lama Biológica</i>	12 - 20	5 - 10	-
<i>Lama Primária Anaerobiamente Digerida</i>	24 - 35	2 - 5	-
<i>Lama Mista Anaerobiamente Digerida</i>	15 - 28	4 - 8,5	-
Centrífuga			
<i>Lama Primária</i>	25 - 50	2,5 - 5	> 95
<i>Lama Biológica</i>	16 - 25	7,5 - 15	> 95
<i>Lama Primária Anaerobiamente Digerida</i>	25 - 40	4 - 6	> 95
<i>Lama Mista Anaerobiamente Digerida</i>	22 - 35	7,5 - 15	> 95

2.4.5.2 Filtro prensa

Existem vários tipos de filtros prensa sendo os mais comuns os de volume fixo e os de volume variável, referidos também como de diafragma (Metcalf & Eddy, 2014). O filtro prensa é um equipamento de filtração, tal como o filtro de banda, em que a desidratação é realizada com recurso à aplicação de altas pressões, forçando a água a sair lama.

As diferenças entre os dois tipos de filtro prensa resumem-se ao acréscimo de uma membrana nas placas. Esta membrana permite melhores resultados de sicidade comparativamente ao filtro prensa tradicional, e um “bolo” mais homogêneo e mais facilmente removível do equipamento (Suez Degremont, 2018).

O filtro prensa é o equipamento de desidratação mecânica que apresenta melhores resultados de sicidade. Os filtros prensa de diafragma obtêm melhores resultados de sicidade, podendo atingir valores superiores a 40% (Chen, 2013) (Dentel, 2001). O desenvolvimento de sistemas de descarga automático para os filtros prensa constituiu uma evolução significativa, que permite reduzir as necessidades da operação. No entanto os filtros prensas apresentam várias desvantagens em relação a outros equipamentos. O uso de químicos inorgânicos durante a operação deste equipamento são a maior desvantagem, essencialmente porque parte dos resultados obtidos na redução de volume durante a desidratação com filtros prensa, são

anulados por um aumento dos sólidos derivado do uso destes reagentes. Outras desvantagens incluem maiores custos de investimento, mão de obra, operação e manutenção (Dentel, 2001).

Em França, apenas 9% das ETAR utilizam filtro prensa. No entanto este valor aumenta para 16% em ETAR dimensionadas para equivalentes populacionais superiores a 100 000 habitantes (Girault *et al.*, 2014), provavelmente fruto da necessidade de obter siccidades mais elevadas de modo a reduzir os custos de transporte a destino final.

Recentemente foram desenvolvidos filtros prensa baseados no princípio da *Bucher Press*, que permitem operar com um grau de automação superior e obter melhores resultados de siccidade, sem adição de cal. A principal diferença é a presença de um cilindro pistão que gira aquando da fase de pressão (Suez Degremont, 2018).

Tabela 2.2 - Vantagens e desvantagens dos principais equipamentos de desidratação mecânica (Centrífuga, Filtro Banda e Filtro Prensa) (adaptado de Metcalf & Eddy, 2014).

<i>Equipamento</i>	<i>Vantagens</i>	<i>Desvantagens</i>
<i>Centrífuga</i>	Odores reduzidos	Potenciais problemas de manutenção
	Fácil arranque e encerramento	Potencial necessidade de desarenadores e de tamisadores na linha da FS
	Fácil de instalar	Necessidade de pessoal especializado
	Produce uma lama com sicidade média-alta	Concentração média-alta de sólidos nas escorrências
	Funcionamento sem supervisão	Incapacidade de observação durante o funcionamento
		Necessidades energéticas elevadas
<i>Filtro banda</i>	Necessidades energéticas baixas	Necessidade elevada de água de lavagem
	Baixos custos de investimento	Limitado na capacidade de processamento
	Baixos custos operacionais	Ciclo de vida curto, comparativamente a outros equipamentos de filtração
	Mecanicamente menos complexos que centrífugas e filtros prensa	Sensível a alterações na concentração da alimentação
	Produce lama com sicidade média-alta	Necessidade de água de lavagem
		Operação automática não aconselhada
<i>Filtro Prensa</i>	Equipamento com melhores resultados de sicidade	Não permite operação em contínuo (<i>batch</i>)
	Equipamento com a melhor clarificação das escorrências (filtrado)	Custos de investimento elevados
	Taxas de captura elevadas	Custos operacionais elevados
	Operação relativamente simples	Necessidade de áreas elevadas em comparação com outros equipamentos
		Necessidade de pessoal especializado
		Aumento de sólidos devido ao uso de químicos inorgânicos
		Tempo de vida do filtro curto
		Necessidade de estrutura de suporte

2.4.6 Condicionamento com polieletrólito

Os polieletrólitos são moléculas orgânicas de elevada dimensão, repetidas ao longo de uma cadeia, normalmente solúveis em água. O desenvolvimento de polieletrólitos constituiu um dos maiores avanços na separação sólido-líquido, com ênfase na desidratação de lamas, devido à elevada capacidade de floculação que estes apresentam (Svarovsky, 2000).

O aparecimento dos polieletrólitos revolucionou a desidratação mecânica e fez das centrífugas o principal equipamento de desidratação, que com a adição destes, conseguiam obter resultados aceitáveis de siccidade na lama desidratada, e que, até ao aparecimento de polieletrólitos, eram suplantadas por equipamentos de filtração a vácuo, que utilizavam químicos inorgânicos como condicionante.

Os polieletrólitos são classificados de acordo com quatro propriedades de maior interesse, a composição, o peso molecular, a estrutura e a densidade de carga. A composição varia de acordo com a sua carga iónica e divide-se em três tipos, catiónicos, não iónicos e aniónicos. A estrutura pode ser linear, ramificada ou *cross-linked*. O peso molecular e a densidade da carga são as duas características mais importantes de um polieletrólito utilizado como floculante (Bolto e Gregory, 2007). O peso molecular divide-se em baixo ($<10^5$), médio (10^5 a 10^6) ou alto ($>10^6$). A densidade da carga é normalmente apresentada em percentagem de mol de carga ou em miliequivalentes por grama (meq/g), e também se classifica em baixa ($<25\%$), média (25% a 50%) ou alta ($>50\%$).

Estas características em função das características das lamas a condicionar, irão determinar a eficiência do processo. Polieletrólitos catiónicos, solúveis em água e constituídos por polímeros de elevado peso molecular demonstram ser floculantes eficientes sendo frequentemente utilizados na desidratação por centrífuga. Um dos tipos de polieletrólitos mais utilizados na desidratação de lamas, são as poliacrilamidas catiónicas (c-PAM) (STOWA, 2017).

Algumas vantagens em relação aos químicos inorgânicos são a facilidade de manuseamento, a menor necessidade de espaço para o sistema de doseamento e as dosagens necessárias serem inferiores. Todos estes fatores reduzem os custos associados ao condicionamento, sobretudo os dois últimos.

O polieletrólito pode ser fornecido em vários estados, em pó, em emulsão ou líquido. Quando fornecidos em emulsão, apesar de terem um preço menor por kg necessitam de dosagens bastante superiores em comparação com os fornecidos em pó, aumentando os custos, com floculantes, de um modo significativo. No entanto, estes são cada vez mais utilizados atualmente, pois permitem aumentos de 1 a 4% na siccidade obtida, o que em muitos casos pode justificar o investimento (Suez Degremont, 2018).

Por forma a comparar o doseamento entre polieletrólito em diferentes estados, para os polieletrólitos em pó, define-se que o conteúdo em matéria ativo é 100%, ao contrário do polieletrólito em emulsão, que se considera o conteúdo de matéria ativa entre 30 a 50% (Suez Degremont, 2018).

A quantidade de reagentes necessária é determinada de duas formas, ou em laboratório ou através de pilotos à escala real. Se for em laboratório, existem três testes normalmente utilizados (Metcalf & Eddy, 2014):

- A resistência específica à filtração (SRF), com recurso a um funil de *Buchner*;
- O tempo de sucção capilar (CST);
- *Jar test*.

O *jar test* é o método mais fácil e o mais utilizado atualmente. As lamas classificadas como difíceis de desidratar requerem dosagens superiores e não obtêm nem siccidades tão elevadas nem escorrências tão clarificadas (Metcalf & Eddy, 2014).

2.4.7 Principais parâmetros operacionais

O bom funcionamento da etapa de desidratação com recurso a uma centrífuga, entenda-se uma boa siccidade da lama desidratada e escorrências clarificadas, com o menor consumo de polieletrólito possível, está dependente da afinação de um conjunto de parâmetros ajustáveis, que se interrelacionam, e em que, o ótimo varia de acordo com as características das lamas que alimentam o equipamento – que como já referido anteriormente são altamente imprevisíveis e variáveis – existindo uma necessidade de alterar estes parâmetros o mais rapidamente possível, quando os resultados não estão de acordo com o desejado, idealmente instantaneamente.

A alteração de um parâmetro em particular pode melhorar parte dos resultados, no entanto, pode resultar na deterioração de outros, sendo necessário considerar, tanto as características da lama como o objetivo que se pretende, para uma otimização do processo de centrifugação (Reif *et al.*, 1990).

2.4.7.1 Velocidade da câmara

A velocidade rotacional da câmara é um dos parâmetros operacionais mais importantes do funcionamento de uma centrífuga, por ser a velocidade de rotação da câmara que determina a força centrífuga exercida no interior da centrífuga.

Uma velocidade de rotação superior resulta numa maior aceleração centrípeta que por sua vez diminui o tempo de sedimentação e aumenta a taxa de captura de sólidos (Day, 2005) (Pasol *et al.*, 2010). No entanto velocidades de rotação muito elevadas podem destruir os flocos resultantes do condicionamento, resultando novamente em partículas de menor dimensão, diminuindo a capacidade de desidratar da centrífuga (Murthy *et al.*, 2004) (Bell, 2013) (Dentel, 2001). De facto, Bell e Brunner (1983), numa avaliação da destruição dos flocos em centrífugas, concluíram que a localização da alimentação da centrífuga e a velocidade da câmara eram os fatores que mais afetavam a destruição dos flocos previamente condicionados.

O aumento da velocidade de rotação permite um aumento da capacidade do equipamento, que por sua vez aumenta o binário de transporte e o consumo energético, devido ao aumento da força normal exercida na parede exterior da câmara (Bell, 2013).

A força centrífuga relativa pode ser calculada através da equação 3.

$$Fc = 11,2 \times 10^{-4} \times \omega^2 \times r \quad (3)$$

Onde,

Fc é a força centrífuga relativa (g);

ω é a velocidade angular (rpm);

r é o raio da centrífuga (m).

As unidades não estão no SI, no entanto, por uma questão prática, decidiu-se apresentar esta fórmula.

Esta força gerada, substitui o parâmetro g na lei de stokes (eq. 1), aumentando significativamente a velocidade de sedimentação dos sólidos presentes na lama.

2.4.7.2 Velocidade relativa

A velocidade relativa define-se como a diferença na velocidade rotacional entre a câmara da centrífuga e o parafuso transportador. A diferença de velocidade entre a câmara e o parafuso transportador é o que permite que a fase sólida se desloque em direção à zona de descarga (Leung, 1998). A velocidade relativa é calculada através da equação 4.

$$VR = \frac{(VA - VS)}{Rcr} \quad (4)$$

Onde,

VR é a velocidade relativa (rpm);

VA a velocidade absoluta do motor principal (rpm);

VS a velocidade do motor secundário (rpm);

Rcr o rácio da caixa redutora (*gearbox ratio*).

Uma velocidade relativa ótima define-se como aquela que permite obter uma boa sicidade na lama desidratada e uma taxa de captura elevada – ou escorrências clarificadas. Quando a velocidade relativa é muito elevada pode causar uma ressuspensão dos sólidos na zona cilíndrica (Pasol *et al.*, 2010).

Se a velocidade relativa for baixa, a camada de sólidos que sedimentam é mais espessa. Quando a camada sedimentada se aproxima da altura de água na câmara os sólidos são novamente reintroduzidos, por arrastamento, na fase líquida originando escorrências com menor grau de clarificação e consequentemente uma menor taxa de captura (Reif *et al.*, 1990). No entanto existe uma correlação entre a sicidade da lama desidratada e a velocidade relativa, quanto menor a velocidade relativa, maior a sicidade da lama desidratada (Corner-Walker, 2000).

Atualmente, através do recurso a variadores de frequência, é possível controlar de forma precisa a velocidade relativa durante a operação. Este controlo preciso, em sinergia com sondas presentes no equipamento que enviam dados em tempo real para um Controlador Lógico Programável (PLC) que atua imediatamente nos parâmetros ajustáveis, resulta numa otimização do processo, e permite obter uma melhor separação sólido-líquido (Bell, 2013) (Records e Sutherland, 2001).

2.4.7.3 Binário de transporte

O binário de uma centrífuga corresponde à força exercida no parafuso transportador à medida que este transporta os sólidos ao longo da zona cilíndrica e através da zona cônica da centrífuga, até à zona de descarga de sólidos. Na zona cilíndrica e no início da zona cônica, o binário de transporte é aliviado devido ao efeito da impulsão (Day, 2005), sendo o final da zona cônica aquela que exige a maior parte do binário a ser fornecido (Leung, 1998).

O controlo do binário é imprescindível na operação de uma centrífuga, e existe uma correlação entre o binário e a sicidade da lama desidratada (Leung, 1998) (Corner-Walker e Records, 2000). À medida que a sicidade da lama aumenta, o coeficiente de fricção entre a lama e a superfície da câmara aumenta também, sendo necessário um maior binário para transportar a lama até à zona de descarga da fase sólida (Bell, 2013).

O controlo do binário pode ser efetuado de três modos (Leung, 1998):

- Controlo direto do binário (Figura 2.12, direita);
- Através da velocidade relativa (Figura 2.12, esquerda);
- Controlo híbrido do binário e da velocidade relativa.

O último é o mais eficaz e o utilizado atualmente nas centrífugas pois permite reduzir os custos de energia sem comprometer a sicidade final (Leung, 1998).

Quanto maior o binário aplicado maior sicidade a lama desidratada vai apresentar, verificando-se o oposto também, quanto maior a sicidade da lama, é necessário um maior binário para transportá-la ao longo da centrífuga. Por outro lado, o binário é inversamente proporcional à

velocidade relativa, ou seja, quanto maior o binário, menor a velocidade relativa, confirmando o referido anteriormente, que uma menor velocidade relativa providencia uma maior sicidade da lama desidratada (Leung, 1998) (Corner-Walker, 2000).

Apesar de a unidade de medida de binário no Sistema Internacional (S.I.) ser Newton.metro (N.m), num monitor de controlo de operação, o binário é apresentado em percentagem, que é determinado em função do binário que está a ser aplicado em relação ao binário máximo possível de ser exercido por cada centrífuga (eq. 5), não sendo aconselhado ultrapassar os valores máximos sugeridos pelos fornecedores. Normalmente quando o binário atinge certos valores pré-definidos, a centrífuga para o funcionamento, de modo a não danificar o equipamento.

$$\text{Binário de Transporte} = \frac{\text{SVF} * \text{BMS} * \text{Rcr} * 100}{\text{BNR}} \quad (5)$$

Onde,

SVF é o sinal emitido pelo conversor de frequência (%);

BMS é o binário do motor secundário (N.m);

Rcr é a relação da caixa redutora;

BNR é o binário nominal redutor (N.m).



Figura 2.11 - Monitor de operação de uma centrífuga, a funcionar com controlo da VR (esq.) e com controlo do binário (dta.). O controlo pode ser verificado no canto superior direito de cada monitor (*setpoint*).

2.4.7.4 Nível de descarga das escorrências

O nível de descarga corresponde à diferença entre o raio da secção cilíndrica da câmara e a altura do líquido. Este pode ser regulado através de um conjunto de plaquetas de descarga (Sardinha, 2017).

Um nível baixo de descarga corresponde ao fecho das placas que favorece a sicidade das lamas em detrimento da clarificação das escorrências e do binário de transporte. Por outro lado, um nível alto de descarga favorece a clarificação das escorrências e a extração de sólidos, implicando uma lama desidratada com maior humidade. O favorecimento da extração de sólidos deve-se ao efeito da impulsão ser superior num nível alto, diminuindo o binário necessário para transportar os sólidos (Day, 2005).

Atualmente, o nível do líquido na centrífuga pode ser classificado como positivo, neutro ou negativo (Fig. 2.12). Inicialmente as centrífugas tinham um nível do líquido positivo ou neutro, não podendo ser negativo o que resultava em bons resultados apenas na desidratação de lamas mais densas (Hanson *et al.*, 2005). Com a introdução de discos defletores no interior da centrífuga ou o aumento do espaço no interior da centrífuga devido aos novos *designs* dos parafusos transportadores, introduziu-se o conceito de nível do líquido negativo, que em sinergia com o aumento da pressão hidrostática dentro do equipamento, permitem desidratar lamas menos densas à mesma sicidade de lamas mais densas. Devido à maior quantidade de lama biológica produzida na atualidade, favorece-se a utilização de um nível negativo, devido à maior força hidrostática criada dentro da centrífuga (Islander, 2012) (Hanson *et al.*, 2005).

Em centrífugas mais antigas é necessário parar o equipamento para ajustar o nível do líquido, ao contrário de equipamentos mais recentes em que já é possível ajustar o nível com o equipamento em funcionamento (Day, 2005) (Pasol *et al.*, 2010).

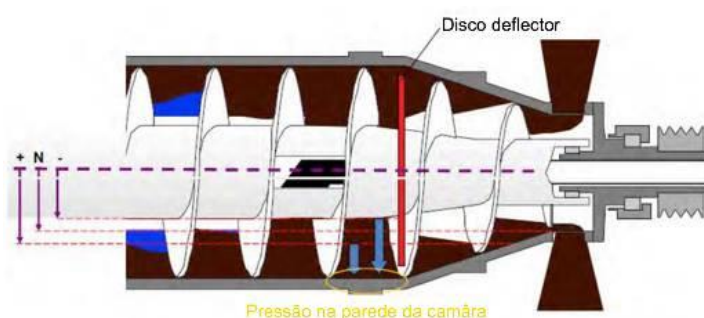


Figura 2.12 - Nível do líquido numa centrífuga (adaptado de Islander, 2012).

2.4.7.5 Alimentação

A alimentação da centrífuga é limitada por fabricante de dois modos, o caudal afluyente e/ou caudal mássico.

O caudal afluyente condiciona o tempo de residência dos sólidos na centrífuga que por sua vez condiciona a sicidade da lama desidratada e a clarificação das escorrências (Schwarz, 2011). Ao operar o equipamento com um caudal menor, o tempo de residência no equipamento aumenta, o que permite uma melhor sedimentação dos sólidos (Leung, 2007). Quando o caudal afluyente aumenta, implica um aumento na velocidade dentro do equipamento, causando turbulência, impedindo os sólidos de sedimentar ou originando uma ressupensão dos sólidos previamente sedimentados (Bell, 2013) (Schwarz, 2011).

O caudal afluyente determina ainda a energia utilizada pelo motor principal para acelerar a alimentação, ao contrário do caudal mássico, que além de condicionar o tempo de residência, vai afetar também o binário a ser exercido sobre o parafuso transportador (Leung, 2007).

O consumo energético da aceleração da alimentação é linearmente proporcional ao caudal afluyente (Bell, 2013). Uma aceleração da alimentação bem realizada pode aumentar a capacidade de processamento da centrífuga e a clarificação das escorrências (Bell e Pearse, 2014). Este consumo energético bem como o consumo energético referente ao binário são os dois maiores consumidores de energia de uma centrífuga (Bell, 2013).

2.4.8 Avaliação do desempenho do processo

O desempenho da desidratação mecânica com recurso a uma centrífuga inclui três parâmetros principais:

- A sicidade da lama desidratada;
- A taxa de captura de sólidos (ou clarificação das escorrências);
- O doseamento de polieletrólito.

É necessário um compromisso entre a sicidade da lama desidratada e a clarificação das escorrências, com recurso à menor dosagem possível de polieletrólito, para obter o melhor desempenho possível do processo (Sardinha, 2017).

No entanto, muitas vezes a taxa de captura de sólidos é desconsiderada e assumida como dentro dos parâmetros ótimos, dando-se mais ênfase à sicidade da lama desidratada e ao doseamento de polieletrólito, visto que os custos associados ao transporte a destino final e de reagentes são contabilizáveis, ao contrário do custo associado a um maior retorno de sólidos à entrada da ETAR (WEF, 2008).

Podem ainda ser indicadores do desempenho do processo o caudal processado e, ou o caudal mássico processado e o consumo energético. Normalmente o caudal processado e, ou mássico

máximo admitidos, são definidos pelos fabricantes, em função de uma concentração da alimentação.

A centrífuga é um equipamento com um consumo energético elevado, constituindo uma das maiores desvantagens em relação a outros equipamentos de desidratação mecânica. Uma das maiores preocupações dos fornecedores deste equipamento tem sido a redução do consumo energético. O consumo energético varia não só com a dimensão do equipamento, e obviamente a potência instalada, mas com o modo de operação do equipamento também. Normalmente utilizam-se indicadores como kWh/m³ ou kWh/tMS para comparar o consumo energético entre várias centrífugas.

2.4.8.1 Sicidade da lama desidratada

De modo a cumprir o principal objetivo da desidratação, ou seja, reduzir o volume de lama a encaminhar a destino final, através da remoção de água e consequente concentração dos sólidos, é necessário obter a maior sicidade possível. A sicidade da lama é importante sobretudo pelos custos associados ao transporte a destino final, mas, também, para viabilizar processos complementares para os quais a lama possa ser encaminhada, como a secagem térmica, a incineração ou mesmo a deposição em aterro, em que existem valores mínimos de sicidade que têm de ser cumpridos para a lama poder ser encaminhada para estes destinos. Uma maior sicidade indica também uma maior recuperação de água.

A sicidade depende de vários fatores como os descritos no capítulo 3, no entanto, nos livros da especialidade, a sicidade é definida em função da origem da lama e se foi alvo de processos de digestão. No caso específico das centrífugas as sidades obtidas para lamas mistas anaerobiamente digeridas devem encontrar-se entre os 15 a 20% (Metcalf & Eddy, 2004), ou os 22 a 35% (Metcalf & Eddy, 2014). A lama primária digerida apresenta valores superiores de sicidade, como é expectável, entre os 25 a 40% (Metcalf & Eddy, 2014).

2.4.8.2 Taxa de Captura

A clarificação das escorrências é geralmente medida através dos sólidos suspensos totais (SST) e é importante de duas maneiras:

- Primeiro implicam uma menor carga de sólidos que retorna à entrada da ETAR;
- Segundo, significa que houve uma maior taxa de captura de sólidos.

A clarificação das escorrências pode ser observada à vista desarmada, mas é mensurável através da taxa de captura (eq. 6) (Andreoli *et al.*, 2007).

$$TC = \frac{Cld (Ca - Ce)}{Ca (Cld - Ce)} \times 100 \quad (6)$$

Onde,

TC é a taxa de captura (%);

Cld é a concentração da lama desidratada (%);

Ca é a concentração da alimentação (%);

Ce é a concentração das escorrências (%).

Normalmente as centrífugas apresentam uma taxa de captura superior a 95% para lamas mistas anaerobiamente digeridas, com adição de polieletrólito (Metcalf & Eddy, 2014).

2.4.8.3 Doseamento de polieletrólito

O doseamento de polieletrólito é comum na desidratação mecânica por centrífuga, e tem um grande impacto no processo (Pasol *et al.*, 2010). O doseamento é normalmente efetuado na tubagem de alimentação da centrífuga, pois considera-se que a energia dentro da centrífuga garante a mistura, não existindo necessidade de um tanque de floculação. Quanto mais densos e resistentes à tensão forem os flocos formados pelo condicionamento, mais adequado é ao processo de centrifugação (Suez Degremont, 2018).

Normalmente existe uma dosagem ótima (OPD) que resulta numa melhoria da separação sólido-líquido e consequentemente numa melhoria da taxa de captura de sólidos.



Figura 2.13 - Lama mista anaerobiamente digerida com adição de polieletrólito.

Um sistema de doseamento de polímero, em mau funcionamento ou mal projetado, pode aumentar os custos de operação devido à utilização excessiva de polieletrólito e reduzir a eficiência da centrífuga. O doseamento deve ser realizado de maneira a providenciar tempo de contacto suficiente e uma mistura do tipo laminar, não sendo aconselhado, quando se utiliza polieletrólito em pó, preparar o polieletrólito em quantidades superiores a um dia, pois o reagente perde eficiência com o tempo, após a preparação (USEPA, 2000).

Existem autores que defendem que o doseamento de polieletrólito se relaciona com uma maior taxa de captura do que com a sicidade final (Andreoli *et al.*, 2007) (Novak, 2006) (Metcalf & Eddy, 2014), e outros que dizem que é possível atingir sidades superiores com recurso a maiores dosagens de polieletrólito (Suez Degremont, 2018) (Goss *et al.*, 2017).

Uma otimização do processo, como uma velocidade relativa ótima ou a regulação ótima do nível, e o bom funcionamento da digestão anaeróbia, resulta numa diminuição na necessidade de polieletrólito e consequente diminuição dos custos de operação (Pasol *et al.*, 2010) (WEF, 2008) (Lawler *et al.*, 1986) (Houghton *et al.*, 2000).

O doseamento é normalmente apresentado em kg de polieletrólito por tonelada de MS a desidratar (kg/tMS).

Na Tabela 2.3 apresentam-se os valores de sicidade, doseamento de polieletrólito e taxa de captura presentes na literatura, para lamas primárias e mistas anaerobiamente digeridas.

Tabela 2.3 - Desempenho da desidratação mecânica por centrifugação de lamas primárias e mistas anaerobiamente digeridas.

<i>Lama a desidratar (anaerobiamente digerida)</i>	<i>Concentração da Alimentação (%)</i>	<i>Sicidade (%)</i>	<i>Doseamento de Polieletrólito (kg/tMS)</i>	<i>Taxa de Captura (%)</i>	<i>Referência</i>
<i>Lama primária digerida</i>	2 - 5	25 - 40	4 - 6	> 95	Metcalf & Eddy (2014)
<i>Lama mista digerida</i>	2 - 4	22 - 35	7,5 - 15	> 95	
<i>Lama primária digerida</i>	-	25 - 35	3 - 5	>92	Metcalf & Eddy (2004)
<i>Lama mista digerida</i>	-	15 - 20	2 - 5	>90	
<i>Lama primária digerida</i>	-	32 - 36	4 - 6	-	Suez Degremont (2018)
<i>Lama mista digerida</i>	-	25 - 27	8 - 9	-	
<i>Lama primária digerida</i>	-	35 - 40	2 - 5	95	Andreoli et al. (2007)
<i>Lama mista digerida</i>	-	26 - 30	4 - 6	95	
<i>Lama primária digerida</i>	4 - 6	25 - 35	2 - 7,5	92 - 96	Turovsky & Mathai (2006)
<i>Lama mista digerida</i>	2 - 6	15 - 27	3 - 10	85 - 98	
<i>Lama primária digerida</i>	-	-	-	-	Mamais et al., (2009)
<i>Lama mista digerida</i>	2,2 - 3,4	20,3 - 23,3	11,5 - 11,7	-	
<i>Lama primária digerida</i>	-	-	-	-	Abu-Orf et al., (2008)
<i>Lama mista digerida</i>	2,2 - 2,4	25 - 27	14,9 - 16,1	97,5 - 99,2	
<i>Lama primária digerida</i>	-	-	-	-	Hasan et al., (2017)
<i>Lama mista digerida</i>	-	31,7	12	99,6	
<i>Lama primária digerida</i>	-	-	-	-	Porter et al., (2014)
<i>Lama mista digerida</i>	-	22,2 - 24,5	14,2 - 25	-	

3 Casos de Estudo

3.1 Fábrica de Água de Beirolas

A Fábrica de Água (FA) de Beirolas, localizada em Lisboa, na área de intervenção da EXPO'98, entrou em funcionamento em 1989 e está dimensionada para servir 213 500 hab. eq., para um caudal médio diário de 54 500 m³/d e para um caudal de ponta horário máximo de 4 600 m³/h sendo à data, a água residual afluyente, de origem predominantemente doméstica.

Na Fig. 3.1 apresenta-se o diagrama linear da ETAR de Beirolas.

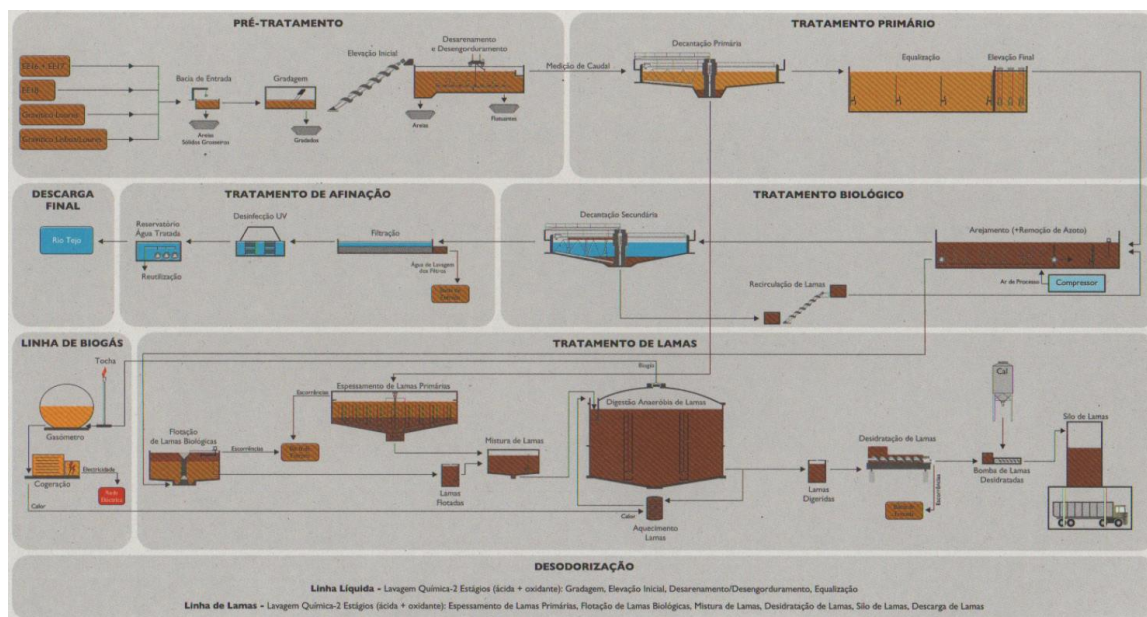


Figura 3.1 - Diagrama Linear da ETAR de Beirolas (SimTejo, 2009).

3.1.1 Fase Sólida

As lamas primárias são bombadas para um espessador gravítico, onde são alvo de uma tamisação por intermédio de um tamisador de tambor rotativo, imediatamente antes da entrada no espessador gravítico. As lamas biológicas em excesso, são retiradas da 4^a célula aeróbia de cada um dos dois reatores biológicos e enviadas para o tanque de lamas em excesso. O espessamento das lamas biológicas é realizado com recurso a um flotador de ar dissolvido sem adição de polímero. Após a operação de espessamento as lamas primárias espessadas e as lamas biológicas flotadas são misturadas num tanque de homogeneização, com 10 m³, equipado com um agitador, para garantir mistura completa.

As lamas mistas são então elevadas, por intermédio de bombas de parafuso excêntrico de velocidade variável, cada uma com capacidade para 4 a 20 m³/h, para dois digestores anaeróbios mesófilos de alta carga de estágio único, cada um com um volume útil de digestão de 2470 m³, onde são estabilizadas e ocorre a conversão de matéria orgânica em biogás.

3.1.1.1 Desidratação

As lamas digeridas são enviadas para um tanque de lamas digeridas, por forma a alimentar a desidratação de forma contínua. A elevação das lamas para as centrífugas é realizada através de três grupos eletrobomba de parafuso excêntrico, com capacidade para 6 – 25 m³/h. Dois dos grupos estão associados às duas centrífugas, ficando o terceiro como reserva mecânica dos outros dois.

As lamas anaerobiamente digeridas são desidratadas em duas centrífugas **Andritz**, modelo **D4LL** (Figuras 3.2 e 3.3), com uma potência instalada de 37 kW e um diâmetro da câmara de 430 mm. À velocidade nominal, 3200 rpm, é gerada uma força centrífuga relativa de 2461 g. Este modelo, em relação ao modelo D4L, é caracterizado por ter um maior comprimento, ou seja, um I/D superior ao da D4L, garantindo, teoricamente, taxas de captura superiores e uma maior capacidade de processamento hidráulico e mássico. Na Tabela 3.1 resume-se as principais características do modelo D4LL.

Tabela 3.1 - Características das centrífugas instaladas na ETAR de Beirolas (D4LL).

<i>Parâmetro</i>	<i>Valor</i>	<i>Unidade</i>
<i>Velocidade Nominal</i>	3200	rpm
<i>Velocidade Relativa (mínima – máxima)</i>	1 - 16	rpm
<i>Binário Nominal Redutor</i>	3930	N.m
<i>Diâmetro</i>	430	mm
<i>g máximo</i>	2461	g
<i>Potência Instalada</i>	37	kW
<i>Anos em funcionamento</i>	13	anos

Antes da entrada na centrífuga, a lama é floculada com recurso a polieletrólito. O polieletrólito é fornecido em pó, sendo diluído, maturado e doseado numa unidade de preparação automática, *Polypack APS* da MILTON ROY, com capacidade útil de 20 m³. O doseamento é efetuado por dois grupos eletrobomba com capacidade para um caudal unitário entre 0,15 a 1 m³/h. No anexo II-A encontra -se a ficha técnica do polímero catiónico utilizado na ETAR de Beirolas.



Figura 3.2 - Centrífuga 2 da ETAR de Beirolas.



Figura 3.3 – Pormenor da chapa técnica das centrífugas da ETAR de Beirolas.

3.2 Fábrica de Água de Chelas

A Fábrica de Água (FA) de Chelas, localizada em Lisboa, está dimensionada para servir 210 698 hab. eq. e um caudal médio diário de 52 500 m³/d, cuja origem é maioritariamente doméstica urbana.

Na Fig. 3.4 apresenta-se o diagrama linear da ETAR de Chelas.

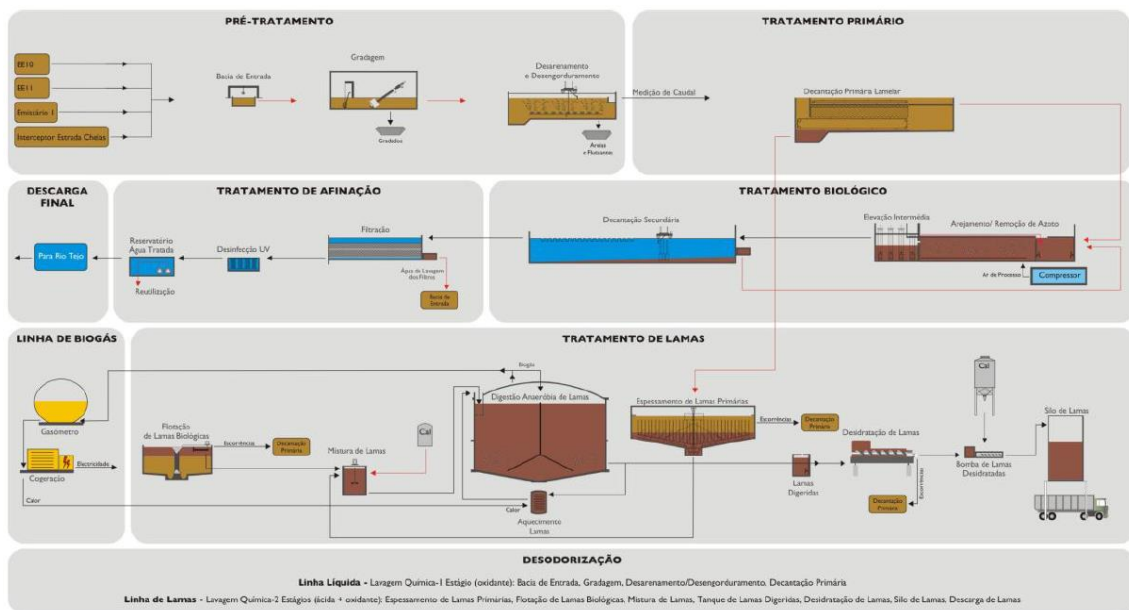


Figura 3.4 - Diagrama Linear da ETAR de Chelas (SimTejo, 2009).

3.2.1 Fase Sólida

As lamas primárias são elevadas para um espessador gravítico com diâmetro de 12 m. O espessamento das lamas biológicas é realizado com recurso a um flotador de ar dissolvido com diâmetro de 10 m, com adição de polieletrólito catiónico. As lamas biológicas em excesso, são retiradas da última célula de cada um dos reatores biológicos e enviadas diretamente para o balão de pressurização.

Após a operação de espessamento as lamas primárias espessadas e as lamas biológicas flotadas são misturadas num tanque, equipado com um agitador, para garantir a homogeneização. As lamas mistas espessadas e homogeneizadas são novamente espessadas, numa mesa de espessamento, antes de alimentarem o digestor.

As lamas mistas são elevadas, por intermédio de bombas de parafuso excêntrico de velocidade variável, para dois digestores anaeróbios mesófilos de alta carga de estágio único, cada um com um volume útil de digestão de 1800 m³, onde são estabilizadas e ocorre a produção de biogás.

3.2.1.1 Desidratação

As lamas digeridas são enviadas para um tanque de lamas digeridas, por forma a regularizar a desidratação. As lamas anaerobiamente digeridas são desidratadas em duas centrífugas **Guinard Centrifugation** (antiga *Andritz*), modelo **D4L** (Figuras 3.5 e 3.6), com uma potência instalada de 30 kW e um diâmetro da câmara de 430 mm. À velocidade nominal, 3000 rpm, é gerada apenas uma força centrífuga relativa de 2163 g. Na Tabela 3.2 resume-se as características das centrífugas da ETAR de Chelas.

Tabela 3.2 - Características das centrífugas instaladas na ETAR de Chelas (D4L).

<i>Parâmetro</i>	<i>Valor</i>	<i>Unidade</i>
<i>Velocidade Nominal</i>	3000	rpm
<i>Velocidade Relativa (mínima – máxima)</i>	1 - 15	rpm
<i>Binário Nominal Redutor Cyclo</i>	3930	N.m
<i>Diâmetro</i>	430	mm
<i>g máximo</i>	2163	g
<i>Potência Instalada</i>	30	kW
<i>Anos em funcionamento</i>	16	anos

Antes da entrada na centrífuga, a lama é floculada com recurso a polieletrólito. Atualmente a ETAR de Chelas utiliza polímero em emulsão, no entanto, durante o período em estudo, o polieletrólito era fornecido em pó, sendo preparado e doseado numa unidade de preparação automática. No anexo II-A encontra -se a ficha técnica do polieletrólito utilizado no período em estudo na ETAR de Chelas.



Figura 3.5 - Centrífugas da ETAR de Chelas (D4L).



Figura 3.6 - Chapa técnica das centrífugas da ETAR de Chelas.

3.3 Fábrica de Água de Frielas

A Fábrica de Água (FA) de Frielas, localizada em Loures, está dimensionada para servir 700 000 hab. eq. e trata um caudal de 69 984 m³/d.

Na Fig. 3.7 apresenta-se o diagrama linear da ETAR de Frielas.

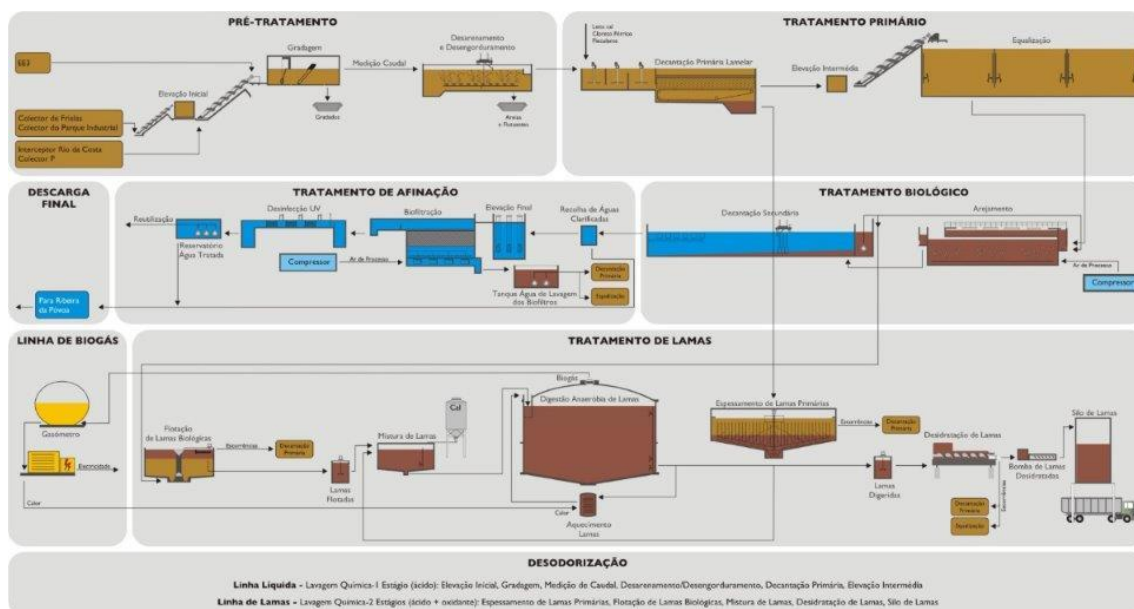


Figura 3.7 - Diagrama Linear da ETAR de Frielas (SimTejo, 2009).

3.3.1 Fase Sólida

As lamas primárias são espessadas através de um espessador gravítico. O espessamento das lamas biológicas ocorre por flotação por ar dissolvido.

Após a operação de espessamento as lamas primárias espessadas e as lamas biológicas flotadas são misturadas num tanque, equipado com um agitador, para homogeneizar e regularizar a alimentação aos digestores.

As lamas mistas são encaminhadas, por intermédio de bombas de parafuso excêntrico de velocidade variável, para três digestores anaeróbios mesófilos de alta carga de estágio único, cada um com um volume útil de digestão de 4000 m³, perfazendo um total de 12 000 m³. O biogás produzido é armazenado em dois gasómetros esféricos de dupla membrana, que alimenta dois grupos de cogeração.

3.3.1.1 Desidratação

As lamas digeridas são enviadas para um tanque de lamas digeridas, por forma a regularizar a alimentação à desidratação.

As lamas anaerobiamente digeridas são desidratadas em três centrífugas **Andritz**, modelo **D5L** (Figuras 3.8 e 3.9), com uma potência instalada de 45 kW e um diâmetro da câmara de 520 mm. À velocidade nominal, 2800 rpm, é gerada uma força centrífuga relativa de 2279 g. As centrífugas são do ano 2003, tendo sido alteradas em 2011. Na Tabela 3.3 resume-se as características das centrífugas D5L da ETAR de Frielas.

Tabela 3.3 - Características das centrífugas instaladas na ETAR de Frielas (D5L).

<i>Parâmetro</i>	<i>Valor</i>	<i>Unidade</i>
<i>Velocidade Nominal</i>	2800	rpm
<i>Velocidade Relativa (mínima - máxima)</i>	1 - 13	rpm
<i>Binário Nominal Redutor Cyclo</i>	7070	N.m
<i>Diâmetro</i>	520	mm
<i>g máximo</i>	2279	g
<i>Potência Instalada</i>	45	kW
<i>Anos em funcionamento</i>	16	anos

Antes da entrada na centrífuga, a lama é acondicionada com recurso a polieletrólito. O polieletrólito é fornecido em pó, sendo preparado e doseado numa unidade de preparação automática. No anexo II-A encontra -se a ficha técnica do polieletrólito utilizado na ETAR de Frielas.



Figura 3.8 - Centrífugas da ETAR de Frielas (D5L).



Figura 3.9 - Chapa técnica das centrífugas da ETAR de Frielas.

3.4 Fábrica de Água da Guia

A Fábrica de Água (FA) da Guia, localizada em Cascais, serve uma população de 800 000 hab. eq. e trata um caudal de 172 800 m³/d.

As lamas geradas no decorrer da fase líquida (FL) são maioritariamente primárias, pois apesar de a ETAR da Guia apresentar tratamento biológico, este apenas é efetuado à água de serviço. O tratamento primário tem ainda uma particularidade, na época balnear - Maio a Outubro - é primário físico-químico, em que ocorre adição de reagentes (cloreto férrico, polihidroxicloreto de alumínio e polímero aniónico), sendo nos restantes meses do ano, apenas tratamento primário convencional.

Na Figura 3.10 apresenta-se o diagrama linear referente à ETAR da Guia.

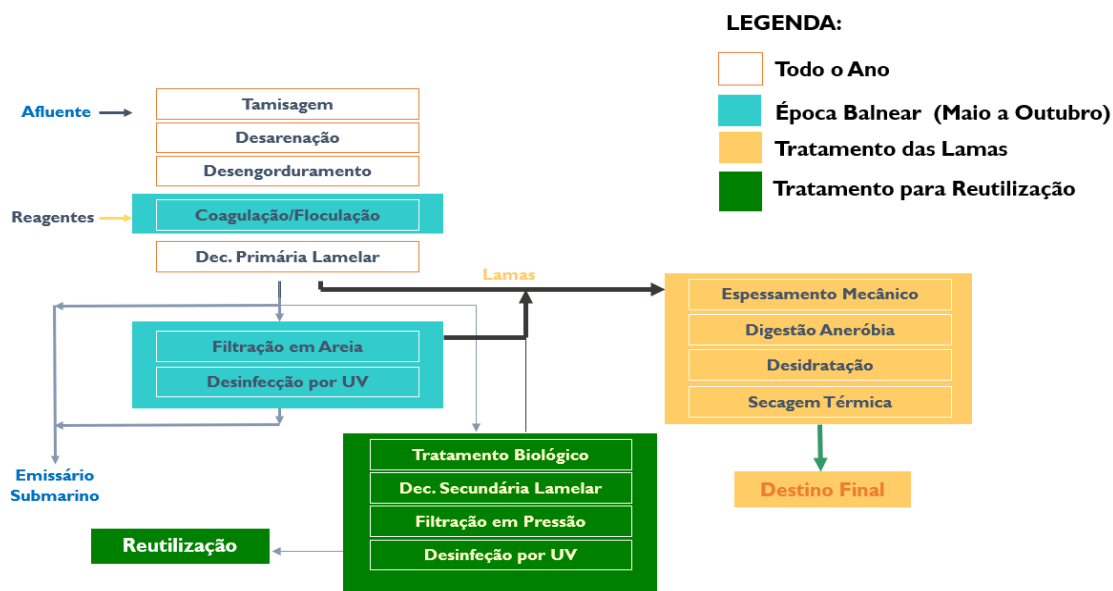


Figura 3.10 - Diagrama Linear da Fábrica de Água da Guia (Sanest, n.d.).

3.4.1 Fase Sólida

As lamas primárias (físico-químicas na época balnear) provenientes da FL (4km de distância) são armazenadas em dois poços de receção de lamas, cada um com um volume unitário de 1700m³. As lamas são floculadas com polieletrólito e espessadas por intermédio de 4 centrífugas da *Andritz*. Após a operação de espessamento as lamas são alvo de tamisação antes de entrarem num tanque de homogeneização, por forma a regular a alimentação aos digestores.

As lamas mistas são conduzidas, por intermédio de bombas de parafuso excêntrico de velocidade variável, para três digestores anaeróbios mesófilos de alta carga de estágio único, cada um com um volume útil de digestão de 7168 m³, onde são estabilizadas. A agitação dos digestores é assegurada por injeção de biogás através de lanças. O biogás produzido é armazenado em dois gasómetros esféricos de dupla membrana, que vai alimentar três motores de cogeração, cada um com uma potência máxima de 943 kW. O biogás em excesso é queimado numa tocha. O biogás produzido é purificado antes de alimentar os grupos de cogeração.

3.4.1.1 Desidratação

As lamas digeridas são enviadas para um tanque de lamas digeridas com um volume total de 1188 m³, por forma a alimentar a desidratação de forma contínua. A elevação das lamas para as centrífugas é realizada através de grupos eletrobomba de parafuso excêntrico.

As lamas anaerobiamente digeridas são desidratadas em quatro centrífugas **Andritz**, modelo **D5LL** (Figuras 3.11 e 3.12), com uma potência instalada de 75 kW e um diâmetro da câmara de 520 mm. À velocidade nominal, 3000 rpm, é gerada uma força centrífuga relativa de 2616 g. Igualmente à D4LL, este modelo, em relação ao D5L, é caracterizado por ter um maior comprimento de câmara, ou seja, um l/D superior ao da D5L, garantindo taxas de captura superiores e uma maior capacidade de processamento hidráulico e mássico. Na Tabela 3.4 resume-se as principais características das centrífugas da ETAR da Guia.

Tabela 3.4 - Características das centrífugas instaladas na ETAR da Guia FS (D5LL).

<i>Parâmetro</i>	<i>Valor</i>	<i>Unidade</i>
<i>Velocidade Nominal</i>	3000	rpm
<i>Velocidade Relativa (mínima - máxima)</i>	1 - 16	rpm
<i>Binário Nominal Redutor Cyclo</i>	7960	N.m
<i>Diâmetro</i>	520	mm
<i>g máximo</i>	2616	g
<i>Potência Instalada</i>	75	kW
<i>Anos em funcionamento</i>	11	anos

Antes da entrada na centrífuga, a lama é floculada com recurso a polieletrólito. O polieletrólito é fornecido em pó, sendo diluído, maturado e doseado numa unidade de preparação automática. No anexo II-B encontra -se a ficha técnica do polieletrólito catiónico utilizado na desidratação da ETAR da Guia.



Figura 3.11 - Centrífugas da ETAR da Guia (D5LL).



Figura 3.12 - Chapa técnica das centrífugas da ETAR da Guia.

3.5 Fábrica de Água de São João da Talha

A Fábrica de Água (FA) de São João da Talha, localizada em Loures, entrou em funcionamento em 1996 e serve cerca de 170 000 hab. eq., para um caudal de 16 000 m³/d e para um caudal de ponta de 331 l/s. Esta ETAR é caracterizada por ter uma forte componente industrial - a maior das ETAR da Águas do Tejo Atlântico.

Na Fig. 3.13 apresenta-se o diagrama linear da ETAR de São João da Talha.

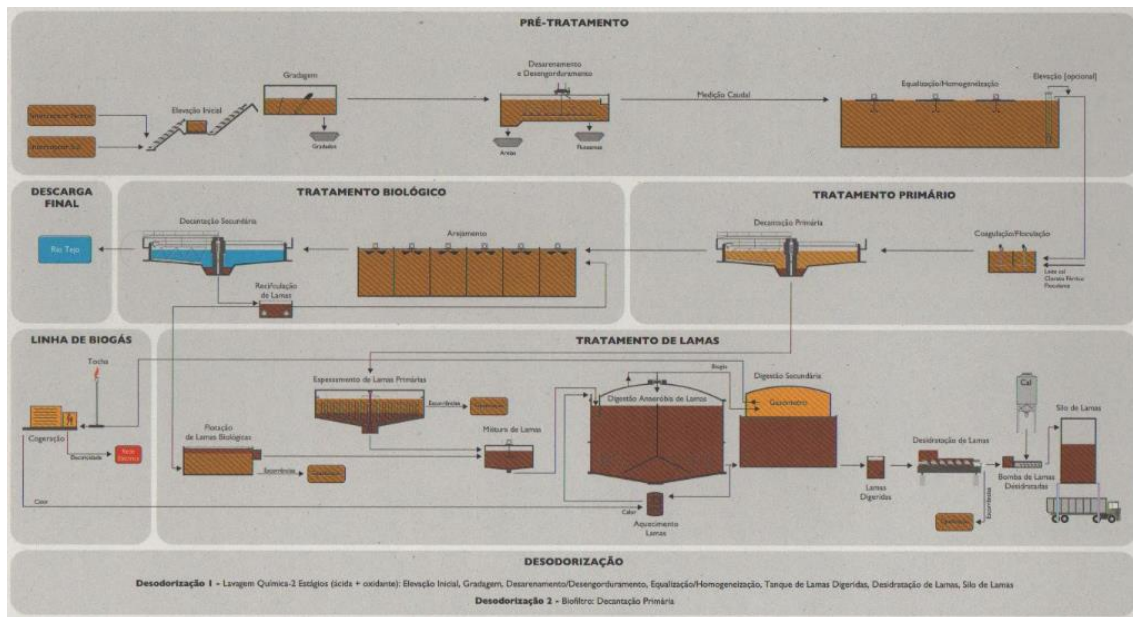


Figura 3.13 - Diagrama Linear da ETAR de São João da Talha (SimTejo, 2009).

3.5.1 Fase Sólida

As lamas primárias são bombadas para um espessador gravítico com diâmetro útil de 11,5 m. O espessamento das lamas biológicas é realizado com recurso a um flotador por ar dissolvido retangular, com adição de polieletrólito catiónico.

Após a operação de espessamento as lamas primárias espessadas e as lamas biológicas flotadas são misturadas num tanque equipado com um agitador, para garantir mistura, antes de alimentar os digestores.

As lamas mistas alimentam um digestor anaeróbio mesófilo de alta carga de duplo estágio, cada um com um volume útil de 1 500m³, onde são estabilizadas e ocorre a conversão de matéria orgânica em biogás.

3.5.1.1 Desidratação

As lamas digeridas são enviadas para um tanque de lamas digeridas, por forma a alimentar a desidratação de forma contínua.

As lamas anaerobiamente digeridas são desidratadas em duas centrífugas **Andritz**, modelo **D4L** (Figuras 3.14 e 3.15), com uma potência instalada de 30 kW e um diâmetro da câmara de 430 mm. À velocidade nominal, 3200 rpm, é gerada uma força centrífuga relativa de 2461 g. Na Tabela 3.5 resume-se a informação mais relevante referente às centrífugas da ETAR de São João da Talha.

Tabela 3.5 - Características das centrífugas instaladas na ETAR de São João da Talha (D4L).

Parâmetro	Valor	Unidade
Velocidade Nominal	3000	rpm
Velocidade Relativa (mínima - máxima)	1 - 15	rpm
Binário Nominal Redutor Cyclo	3930	N.m
Diâmetro	430	mm
g máximo	2163	g
Potência Instalada	30	kW
Anos em funcionamento	13	anos

Antes da entrada na centrífuga, a lama é floculada com recurso a polieletrólito. O polieletrólito é fornecido em emulsão, desde Novembro de 2017, sendo preparado e doseado numa unidade de preparação automática. No anexo II-C encontra-se a ficha técnica do polímero em emulsão utilizado na ETAR de São João da Talha atualmente e no anexo II-A o utilizado anteriormente, fornecido em pó.



Figura 3.14 - Centrífugas da ETAR de São João da Talha (D4L).



Figura 3.15 - Chapa técnica das centrífugas de São João da Talha.

3.6 Fábrica de Água de Vila Franca de Xira

A Fábrica de Água (FA) de Vila Franca de Xira, localizada em Vila Franca de Xira, e serve uma população de 73 221 hab. eq. e um caudal de 15 936 m³/d.

Na Fig. 3.16 apresenta-se o diagrama linear da ETAR de Vila Franca de Xira.

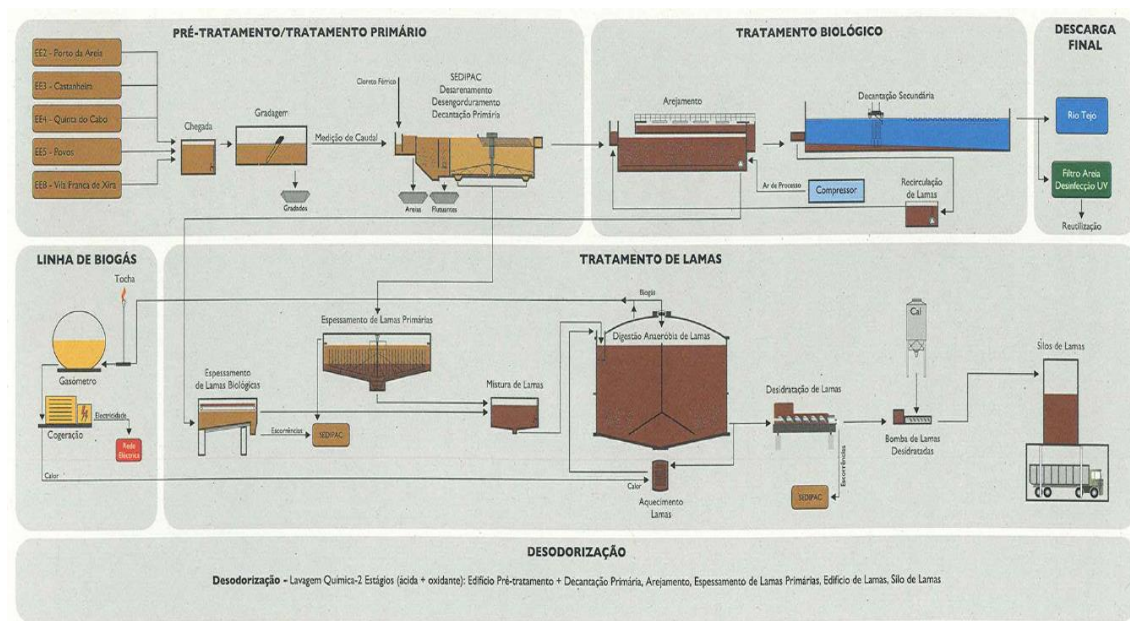


Figura 3.16 - Diagrama Linear da ETAR de Diagrama Linear da ETAR de Vila Franca de Xira (SimTejo, 2009).

3.6.1 Fase Sólida

As lamas primárias são espessadas por intermédio de um espessador gravítico. As lamas biológicas em excesso, retiradas do reator biológico e enviadas para o tanque de lamas em excesso. O espessamento das lamas biológicas é realizado com recurso a uma mesa de espessamento.

Após a operação de espessamento as lamas primárias espessadas e as lamas biológicas flotadas são misturadas num tanque de homogeneização.

3.6.1.1 Digestão Anaeróbia

As lamas mistas são elevadas para um digestor anaeróbio mesófilo de alta carga de estágio único, com um volume útil de digestão de 1800 m³. A agitação do digestor é realizada por injeção central de biogás.

3.6.1.2 Desidratação

As lamas digeridas são enviadas para um tanque de lamas digeridas, por forma a alimentar a desidratação de forma contínua.

As lamas anaerobiamente digeridas são desidratadas em duas centrífugas **Andritz**, modelos **D3L** e **D4L** (Figura 3.17), com uma potência instalada de 22kW e 30 kW respetivamente. A D3L apresenta um diâmetro da câmara de 340 mm que à velocidade nominal, 3500 rpm, gera uma força centrífuga relativa de 2328 g. A D4L apresenta um diâmetro da câmara de 430 mm que produz uma força centrífuga relativa de 2461 g à velocidade nominal, 3200 rpm. Nas Tabelas seguintes, 3.6 e 3.7, resumem-se as características das centrífugas da ETAR de Vila Franca de Xira, modelos D4L e D3L respetivamente.

Tabela 3.6 - Características da centrífuga instalada na ETAR de Vila Franca de Xira (D4L).

<i>Parâmetro</i>	<i>Valor</i>	<i>Unidade</i>
<i>Velocidade Nominal</i>	3200	rpm
<i>Velocidade Relativa (mínima - máxima)</i>	1 - 15	rpm
<i>Binário Nominal Redutor Cyclo</i>	3930	N.m
<i>Diâmetro</i>	430	mm
<i>g máximo</i>	2461	g
<i>Potência Instalada</i>	30	kW
<i>Anos em funcionamento</i>	15	anos

Tabela 3.7 - Características da centrífuga instalada na ETAR de Vila Franca de Xira (D3L).

<i>Parâmetro</i>	<i>Valor</i>	<i>Unidade</i>
<i>Velocidade Nominal</i>	3500	rpm
<i>Velocidade Relativa (mínima - máxima)</i>	1 - 17	rpm
<i>Binário Nominal Redutor Cyclo</i>	3930	N.m
<i>Diâmetro</i>	340	mm
<i>g máximo</i>	2328	g
<i>Potência Instalada</i>	22	kW
<i>Anos em funcionamento</i>	15	anos

Antes da entrada na centrífuga, a lama é floculada com recurso a polieletrólito. O polieletrólito é fornecido em pó, sendo diluído, maturado e doseado numa unidade de preparação automática. O doseamento é efetuado por três bombas de parafuso excêntrico com capacidade para um caudal máximo de 500 l/h, com variador de velocidade manual. No anexo II-A encontra -se a ficha técnica do polieletrólito utilizado na ETAR de Vila Franca de Xira.



Figura 3.17 - Chapa técnica das centrífugas de Vila Franca de Xira (D3L) (esq.) (D4L) (dta.).

4 Metodologia

Com o objetivo de avaliar e comparar o desempenho dos equipamentos de desidratação, de várias ETAR da empresa AdTA, todas elas equipadas com centrífugas que desidratam lamas estabilizadas, provenientes do processo da digestão anaeróbia em regime de alta carga, foi elaborada a seguinte metodologia.

Para cada uma das ETAR em estudo, foram disponibilizados os dados relativos ao funcionamento da digestão e da desidratação, para o período de 1 de Agosto de 2017 a 31 de Julho de 2018 – 1 ano. Foi definido que o período de estudo seria este por dois motivos:

- O ano de 2017 foi atípico em termos de pluviosidade;
- O início do desenvolvimento deste trabalho foi em 2018, não sendo possível aguardar por dados relativos ao final de 2018.

Os dados disponibilizados dividem-se em dados analíticos e dados operacionais. Os dados analíticos resultam de amostras, pontuais e compostas, posteriormente analisadas pelos laboratórios certificados da Águas do Tejo Atlântico de acordo com as EN e o Standard Methods for the Examination of Water e Wastewater (SMWW), ou protocolos internos (PTA e ME) que se baseiam nestes. Os dados operacionais são dados disponibilizados pela Direção de Operação que decorrem do registo em *software* dedicado pelas equipas de operação das diferentes ETAR em estudo.

Foram ainda disponibilizadas as memórias descritivas das ETAR em estudo e realizadas visitas técnicas para recolha adicional de informação, de modo a complementar a informação já obtida. A informação técnica das centrífugas foi obtida nas visitas efetuadas e da consulta dos manuais fornecidos pelos instaladores aquando da instalação das centrífugas.

Na Tabela seguinte (Tabela 4.1) resumem-se os dados analíticos disponibilizados pela AdTA.

Tabela 4.1 - Resumo dos dados analíticos disponibilizados pela AdTA.

<i>Produto</i>	<i>Tipo Colheita</i>	<i>Nome</i>	<i>Unidade Formatada</i>	<i>Técnica</i>	<i>Método</i>
<i>Afluente bruto</i>	Amostra composta de 24 horas, recolhida com amostrador automático	Carência bioquímica de oxigénio	mg/L O ₂	Incubação e método eletroquímico	SMEWW 5210-B (22ª Edição)
<i>Afluente bruto</i>	Amostra composta de 24 horas, recolhida com amostrador automático	Sólidos suspensos totais	mg/L	Gravimetria	PTA-02
<i>Lamas digestor</i>	Pontual	Ácidos voláteis	mg/L CH ₃ COOH	Volumetria	PTA-29-01
<i>Lamas digestor</i>	Pontual	Alcalinidade total	mg/L CaCO ₃	Volumetria	PTA-29-01
<i>Lamas digestor</i>	Pontual	pH	Escala Sörensen	Potenciometria	ME 139
<i>Lamas digestor</i>	Pontual	Sólidos totais	g/L	Gravimetria	PTA-02
<i>Lamas digestor</i>	Pontual	Sólidos voláteis	g/L	Gravimetria	PTA-02
<i>Lamas desidratadas</i>	Pontual	% MS	%	Gravimetria	EN 12880:2000
<i>Retornos desidratação</i>	Pontual	Sólidos suspensos	mg/L	Gravimetria	PTA-02

O tratamento de dados, para a avaliação da desidratação mecânica por centrifugação, foi efetuado de acordo com o que consta na literatura, tendo em consideração a origem das lamas.

Para cada ETAR avaliou-se o funcionamento da digestão, mais concretamente o pH, os AGV, a alcalinidade e a temperatura. Calculou-se o rácio AGV/Alcalinidade – mais importante do que avaliar os AGV e a alcalinidade individualmente -, a redução de MV, através do método de Van Kleeck (eq. 7) e de forma simplificada (eq. 8), e o tempo de residência hidráulico (TRH) (eq. 9) – que corresponde ao tempo de residência dos sólidos também.

$$RSV = \left(\frac{(SV \text{ in}/ST \text{ in}) - (SV \text{ out}/ST \text{ out})}{(SV \text{ in}/ST \text{ in}) - ((SV \text{ in}/ST \text{ in}) \times (SV \text{ out}/ST \text{ out}))} \right) \times 100 \quad (7)$$

Onde,

RSV é a redução de MV (%);

SV in é a concentração de MV à entrada do digestor (g/l);

ST in a concentração de MS à entrada do digestor (g/l);

SV out é a concentração de MV à saída do digestor (g/l);

ST out a concentração de MS à saída do digestor (g/l).

$$RSV = \frac{(SV \text{ in} - SV \text{ out})}{SV \text{ in}} \quad (8)$$

Onde,

RSV é a redução de MV (%);

SV in é a concentração de MV à entrada do digestor (g/l);

SV out é a concentração de MV à saída do digestor (g/l).

$$TRH = \frac{V \text{ digestor}}{Q \text{ lamas a digerir}} \quad (9)$$

Onde,

TRH é o tempo de retenção hidráulico (dias);

V digestor é o volume do digestor (m³);

Q lamas a digerir é o caudal de lamas a digerir (m³/dia).

Na Tabela 4.2 resumem-se os intervalos ótimos dos parâmetros avaliados.

Tabela 4.2 - Intervalo ótimo dos parâmetros para avaliação do funcionamento da digestão anaeróbia mesófila de alta carga (adaptado de Qasim e Zhu (2018), WEF (2008) e Metcalf & Eddy (2014)).

<i>Parâmetro</i>	<i>Intervalo</i>	<i>Unidades</i>
<i>pH</i>	6,8 - 7,2	Escala de Sörensen
<i>AGV</i>	50 - 300	mg/l
<i>Alcalinidade</i>	2000 - 5000	mg/l
<i>Razão AGV/Alc</i>	0,05 - 0,25	adimensional
<i>Temperatura</i>	30 - 38	°C
<i>TRH</i>	15 - 20	dias
<i>Carga de Sólidos Voláteis</i>	1,6 - 4,8	kg MV/m³.dia
<i>Redução de MV</i>	40 - 60	%

Em relação à operação de desidratação, foram avaliadas as siccidades obtidas, o tipo e doseamento de polieletrólito e nos casos que foi possível, a taxa de captura de sólidos (eq. 6) Relativamente aos equipamentos considerou-se o diâmetro da câmara, a velocidade nominal – e a força centrífuga relativa gerada da operação à velocidade nominal (eq. 3) (Suez Degremont, 2018). Foi ainda considerada a idade dos equipamentos na avaliação pois um equipamento menos recente, pode funcionar abaixo do esperado.

$$Fc = 11,2 \times 10^{-4} \times \omega^2 \times r \quad (3)$$

Onde,

Fc é a força centrífuga relativa (g);

ω é a velocidade angular (rpm);

r é o raio da centrífuga (mm).

Na equação seguinte (10) apresenta-se o método de cálculo do doseamento de polieletrólito e na equação 6, o método de cálculo da taxa de captura (Suez Degremont, 2018).

$$Doseamento = \frac{\text{Consumo de Polieletrólito}}{tMS \text{ de Idigerida}} \quad (10)$$

Onde,

doseamento de polieletrólito (kg de polieletrólito/tMS de lama digerida);

consumo de polieletrólito (kg/mês);

ton MS de Idigerida é a quantidade de lama a desidratar (tMS/mês).

$$TC = \frac{Cld (Ca - Ce)}{Ca (Cld - Ce)} \times 100 \quad (6)$$

Onde,

TC é a taxa de captura (%);

Cld é a concentração da lama desidratada (%);

Ca é a concentração da alimentação (%);

Ce é a concentração das escorrências (%).

Não foi possível obter os totalizadores para todas as ETAR, devido a avarias no registo automático de dados (STARDEC), e pela inexistência de quadros dedicados, decidiu-se, por uma questão de uniformização dos dados apresentados, não se avaliar nem os caudais hidráulicos e mássicos processados nem os consumos energéticos.

Não existindo registo dos caudais de lamas digeridas, foram assumidos como sendo iguais aos caudais de lamas mistas espessadas afluentes à digestão. Para as situações em que os caudais de lamas mistas espessadas a digerir não existiam, os caudais foram calculados a partir da quantidade de lamas desidratadas (equações 11 e 12), visto que existia TC para ambas as ETAR que não possuíam registo de caudais de lamas mistas espessadas a digerir, Chelas e São João da Talha. Estes caudais foram calculados apenas para o período em estudo relativo ao ano 2018.

$$tMS \text{ a desidrar} = \frac{tMS \text{ ldesid} \times 100}{TC} \quad (11)$$

Onde,

tMS a desidrar é a quantidade de lama a desidrar em MS (t/mês);

tMS ldesid é a quantidade de lama desidratada em MS (t/mês);

TC é a taxa de captura (%).

$$Q \text{ lamas a digerir} = \frac{tMS \text{ a desidrar} \times 1000}{[MS] \text{ lama digerida}} \quad (12)$$

Onde,

Q lamas a digerir é o caudal de lamas a digerir (m³/mês);

tMS a desidrar é a quantidade de lama a desidrar em MS (t/mês);

[MS] lama digerida é a concentração da lama digerida (g/l).

Apesar da sicidade e a dosagem de polieletrólito serem definidas em fase de projeto entendeu-se que comparar os resultados obtidos durante o período de estudo com estes valores não era o mais adequado, decidindo-se comparar os resultados obtidos com os objetivos propostos pelo fornecedor de polieletrólito e com o descrito na literatura existente. Os objetivos de sicidade e de doseamento de floculante foram obtidos através do caderno de encargos para o fornecimento de floculantes, apresentados na Tabela seguinte (4.3).

Tabela 4.3 - Objetivos de desempenho da desidratação mecânica para as diferentes ETAR em estudo.

<i>ETAR</i>	<i>Sicidade (%)</i>	<i>Doseamento de floculante (kg/tMS)</i>
<i>Beirolas</i>	20	8,5
<i>Chelas</i>	23	7,5
<i>Frielas</i>	23	9,3
<i>Guia</i>	25 - 29*	5,5
<i>São João da Talha</i>	22	9
<i>Vila Franca de Xira</i>	25	7

*25% para época balnear (Maio – Outubro); 29% época não balnear.

Optou-se por não se avaliar os parâmetros operacionais das centrífugas por dois motivos:

- Em intervalos regulares, a empresa que realiza a manutenção das centrífugas ajusta o nível do líquido no interior, e define o binário e velocidade relativa ótimas de trabalho;
- Servem para otimizar o processo mais do que para avaliar.

Na figura seguinte (Figura 4.1), apresenta-se o fluxograma do desenvolvimento do trabalho.

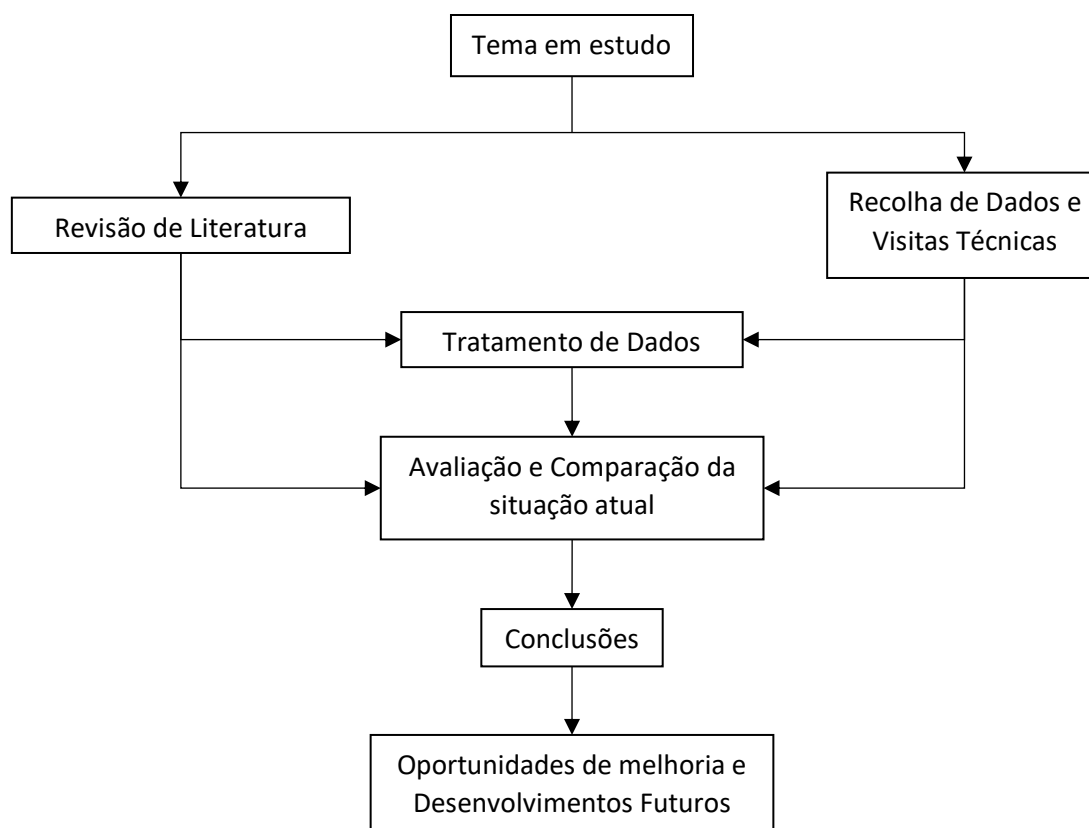


Figura 4.1 - Fluxograma da metodologia aplicada.

5 Resultados

Os resultados apresentados pretendem resumir a informação mais relevante do trabalho desenvolvido. Para todas as ETAR, apresentam-se as características quantitativas e qualitativas das lamas mistas espessadas – primárias espessadas no caso da ETAR da Guia - que alimentam os digestores (Figuras 5.1, 5.6, 5.11, 5.15, 5.19 e 5.24). Apresentam-se igualmente os parâmetros relativos ao funcionamento dos digestores (Tabelas 5.1 a 5.12) bem como as características qualitativas das lamas digeridas (Figuras 5.2, 5.7, 5.12, 5.16, 5.20 e 5.25). Por último apresentam-se os principais parâmetros de avaliação do desempenho da desidratação mecânica por centrifugação, sicidade (Figuras 5.3, 5.8, 5.13, 5.17, 5.21 e 5.26) e doseamento de floculante (Figuras 5.4, 5.9, 5.14, 5.18, 5.22 e 5.27) e, para os casos em que foi possível, a taxa de captura de sólidos e a concentração de SST nas escorrências (Figuras 5.5, 5.10, 5.23). Apresenta-se ainda a quantidade de lamas a transportar a destino final (Figuras 5.3, 5.8, 5.13, 5.17, 5.21 e 5.26) e o consumo mensal de floculante de cada ETAR (Figuras 5.4, 5.9, 5.14, 5.18, 5.22 e 5.27).

No anexo I, Tabelas AI.1 a AI.18, apresentam-se todos os dados utilizados e os resultados obtidos no decorrer do trabalho.

5.1 Exploração de Resultados

5.1.1 Fábrica de Água de Beirolas

Na Figura 5.1 à Figura 5.5 e Tabelas 5.1 e 5.2 apresentam-se os resultados obtidos relativamente à ETAR de Beirolas. No Anexo I, nas Tabelas AI.1 a AI.3 resumem-se todos os dados e resultados obtidos relativamente à ETAR de Beirolas.

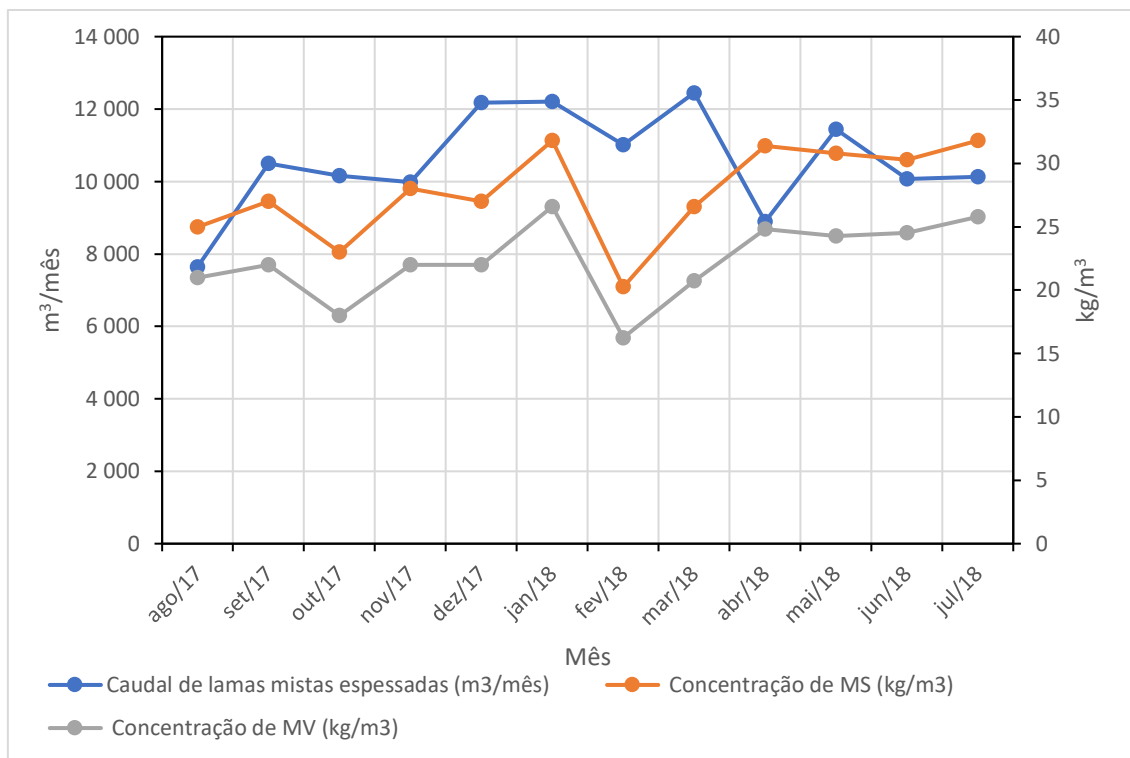


Figura 5.1 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas (m³/mês) e da concentração de MS e MV (kg/m³) das lamas mistas espessadas, na ETAR de Beirolos.

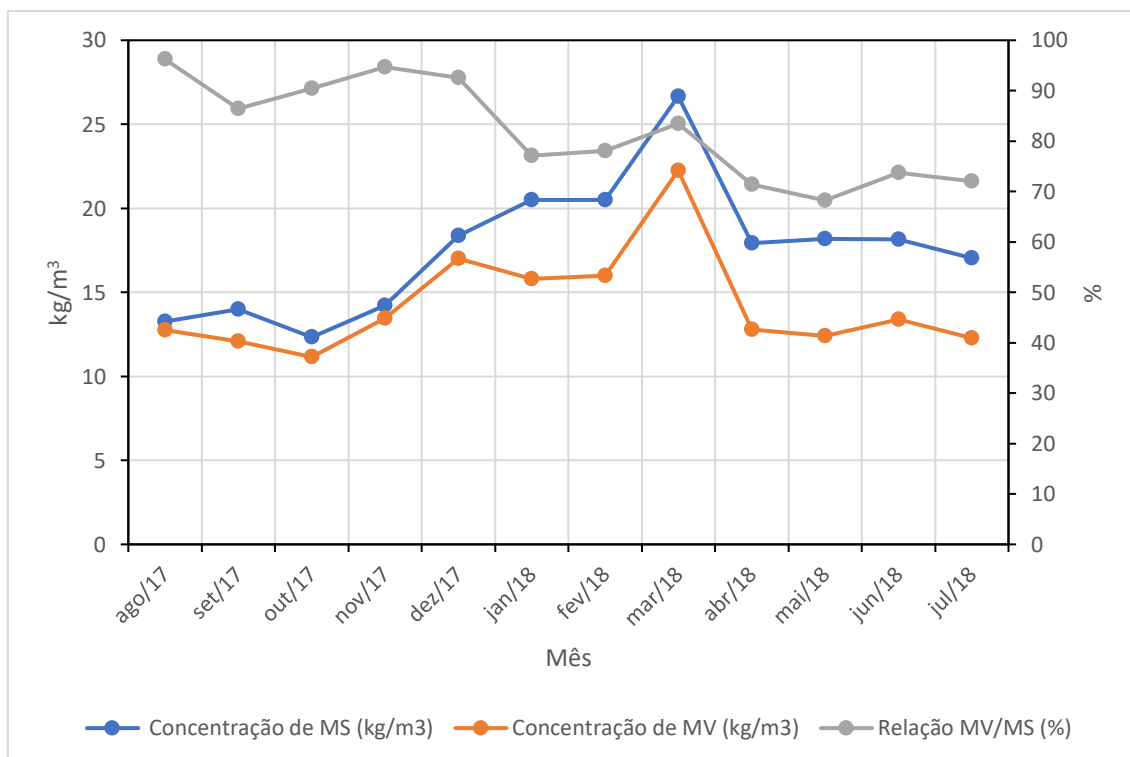


Figura 5.2 - Concentração de MS e MV (kg/m³) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida da ETAR de Beirolos, ao longo do período de estudo.

Tabela 5.1 - Funcionamento da digestão da ETAR de Beírolas.

Ano	Mês	Nº de dias	pH			Alcalinidade			AGV			Temperatura			Razão AGV/Alcalinidade							
			A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média				
2017	Agosto	31	7,1	6,6	-	6,9	1455	1276	-	1366	213	258	-	236	32	31	-	31	0,15	0,20	-	0,17
	Setembro	30	7,2	7,0	-	7,1	1915	1710	-	1813	209	196	-	203	34	32	-	33	0,11	0,11	-	0,11
	Outubro	31	7,0	7,1	-	7,1	1556	1388	-	1472	170	171	-	171	31	29	-	30	0,11	0,12	-	0,12
	Novembro	30	6,8	6,8	-	6,8	1372	1207	-	1290	253	280	-	267	27	28	-	27	0,18	0,23	-	0,21
2018	Dezembro	31	6,8	6,6	-	6,7	1578	1291	-	1435	302	346	-	324	29	26	-	27	0,19	0,27	-	0,23
	Janeiro	31	6,5	6,8	-	6,7	1599	1394	-	1497	294	297	-	296	28	27	-	28	0,18	0,21	-	0,20
	Fevereiro	28	6,7	6,8	-	6,7	1612	1584	-	1598	395	403	-	399	26	28	-	27	0,24	0,25	-	0,25
	Março	31	6,7	6,7	-	6,7	1325	1109	-	1217	337	465	-	401	24	28	-	26	0,25	0,42	-	0,34
	Abril	30	6,8	6,2	-	6,5	1447	1346	-	1397	302	527	-	414	24	31	-	28	0,21	0,39	-	0,30
	Maio	31	6,8	6,6	-	6,7	1492	1144	-	1318	264	440	-	352	31	29	-	30	0,18	0,38	-	0,28
	Junho	30	6,9	6,8	-	6,8	1727	1324	-	1526	283	314	-	298	30	29	-	30	0,16	0,24	-	0,20
Julho	31	7,0	6,9	-	6,9	1484	1553	-	1519	195	159	-	177	30	31	-	31	0,13	0,10	-	0,12	

Tabela 5.2 - Funcionamento da digestão da ETAR de Beirolas (continuação).

Ano	Destruição de MV (Van Kleeck)						Destruição de MV (simplificado)						Tempo de Retenção (dias)
	Mês	Nº de dias	A	B	C	Média	A	B	C	Média			
2017	Agosto	31	-176	-	-	-176	31	48	-	39			20
	Setembro	30	-79	-14	-	-46	35	55	-	45			14
	Outubro	31	-172	-150	-	-161	26	50	-	38			15
	Novembro	30	-767	-200	-	-484	28	50	-	39			15
	Dezembro	31	-147	-241	-	-194	14	32	-	23			13
	Janeiro	31	26	41	-	34	41	41	-	41			13
2018	Fevereiro	28	11	14	-	12	0	3	-	2			13
	Março	31	-178	7	-	-86	-11	-4	-	-7			12
	Abril	30	31	37	-	34	40	57	-	48			17
	Maio	31	29	56	-	42	35	63	-	49			13
	Junho	30	35	33	-	34	49	42	-	45			15
	Julho	31	29	48	-	39	50	54	-	52			15

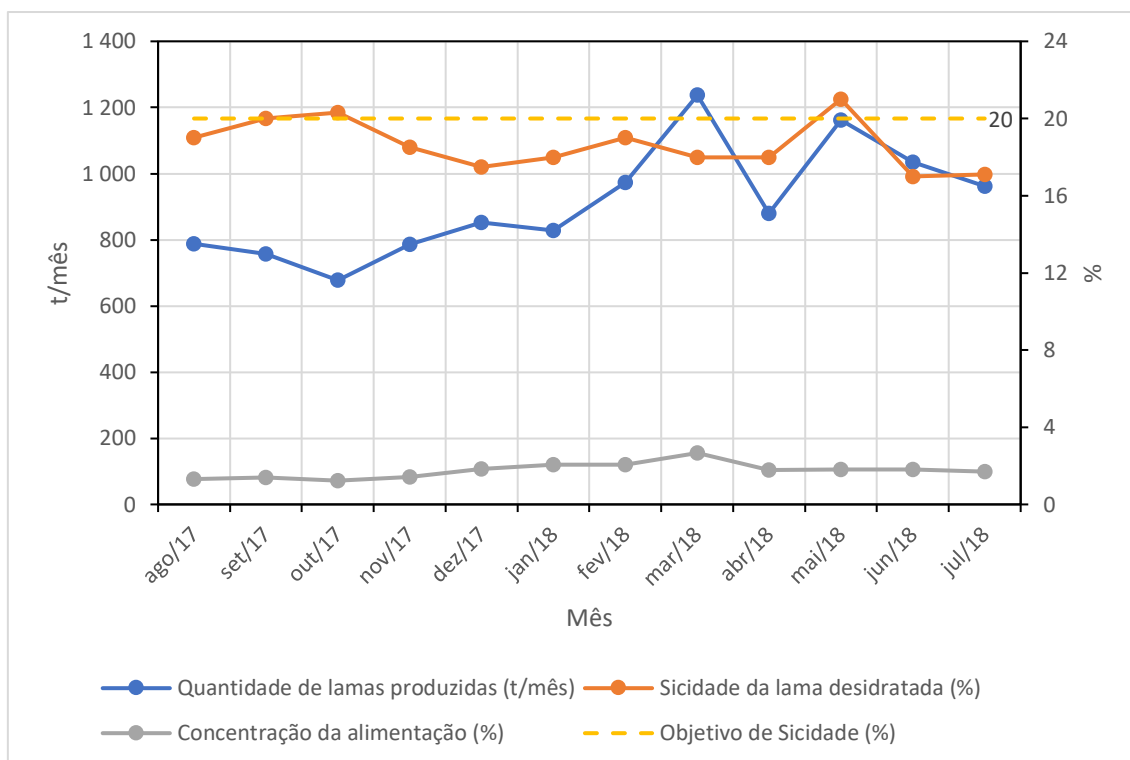


Figura 5.3 – Sicidades (%) obtidas na desidratação da ETAR de Beírolas e quantidade de lamas produzidas por mês (t/mês).

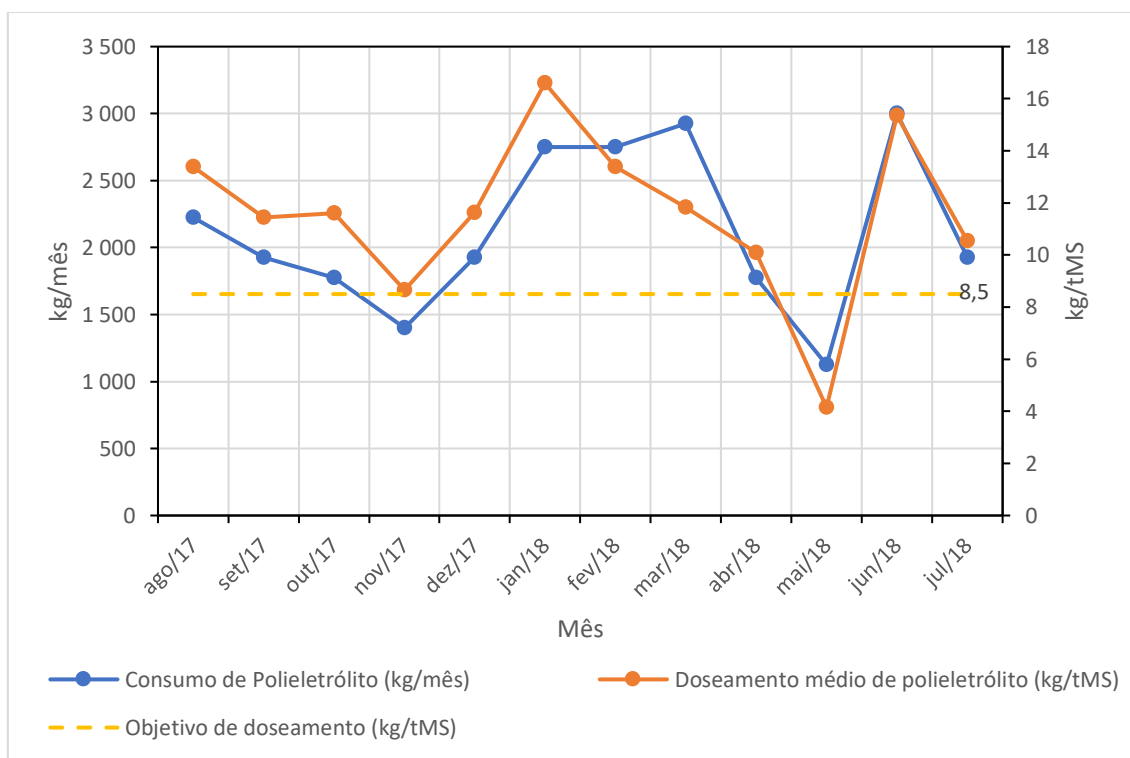


Figura 5.4 - Consumo de flocculante (kg/mês) e doseamento (kg/tMS) na ETAR de Beírolas.

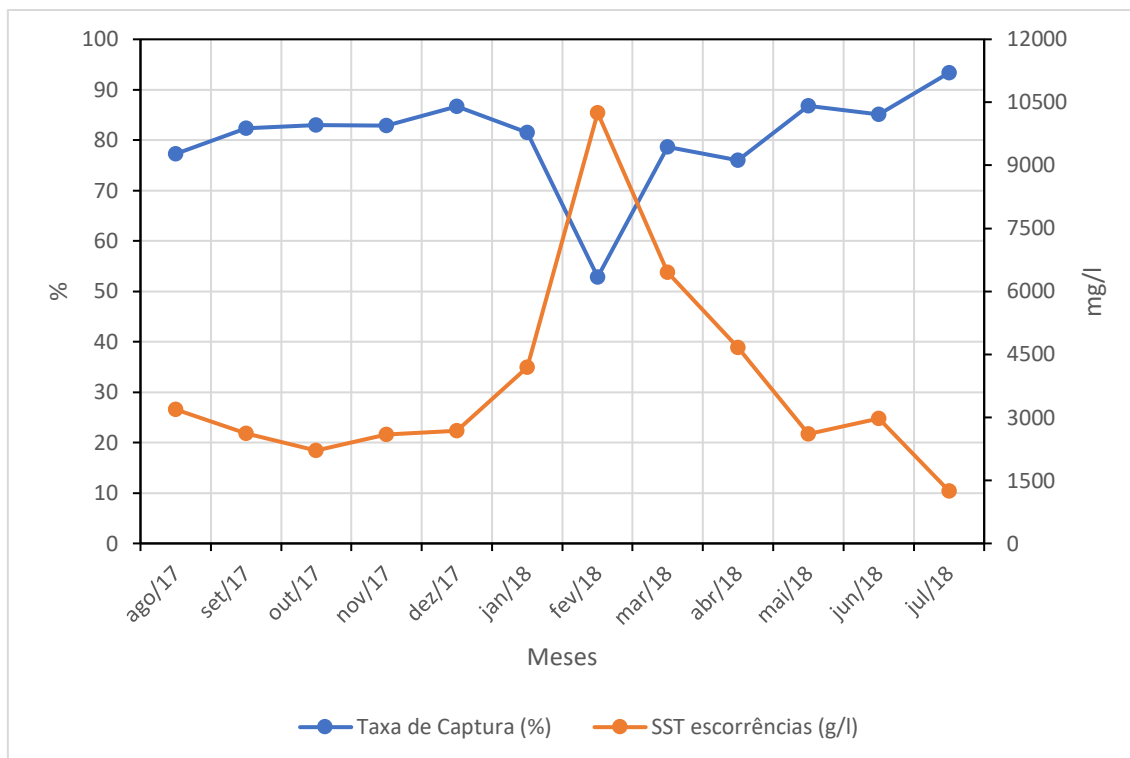


Figura 5.5 - Taxa de captura de sólidos (%) e clarificação das escurências (mg SST/l) na ETAR de Beírolas.

5.1.2 Fábrica de Água de Chelas

Nas Figuras 5.5 a 5.10 e Tabelas 5.3 e 5.4 apresentam-se os resultados obtidos relativamente à ETAR de Chelas. No Anexo I, nas Tabelas AI.4 a AI.6 resumem-se todos os dados e resultados obtidos relativamente à ETAR de Chelas.

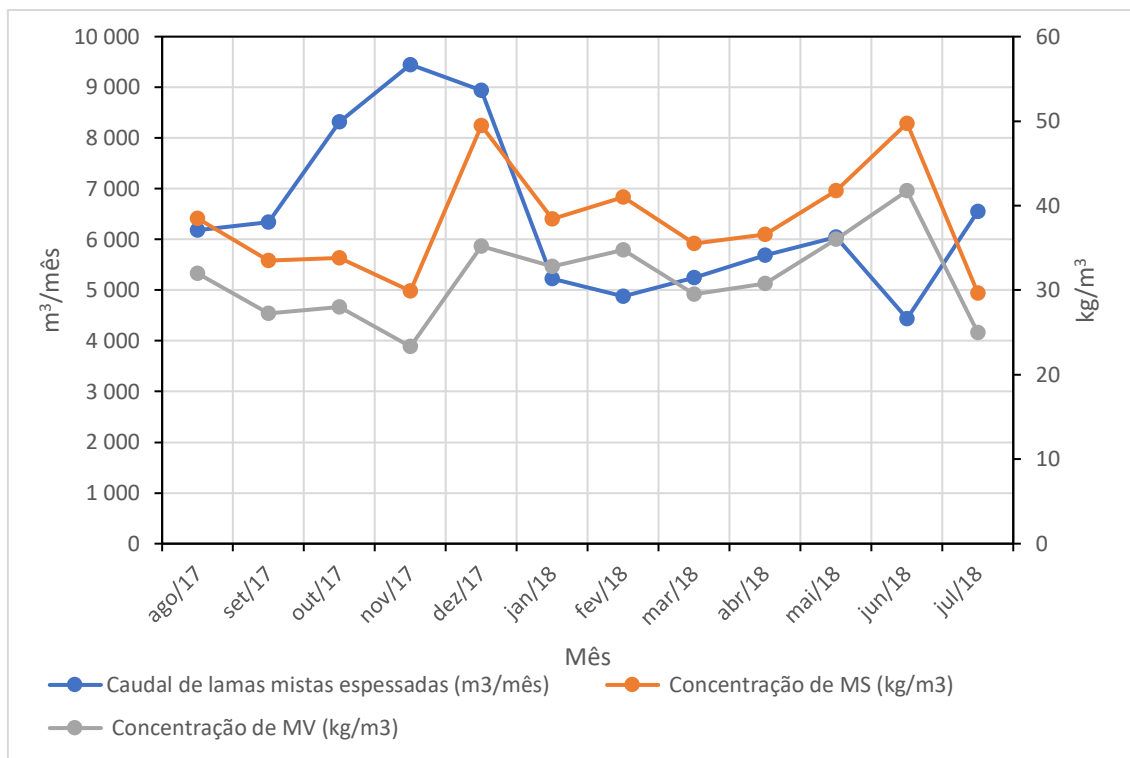


Figura 5.6 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas (m³/mês) e da concentração de MS e MV (kg/ m³) da lama, na ETAR de Chelas.

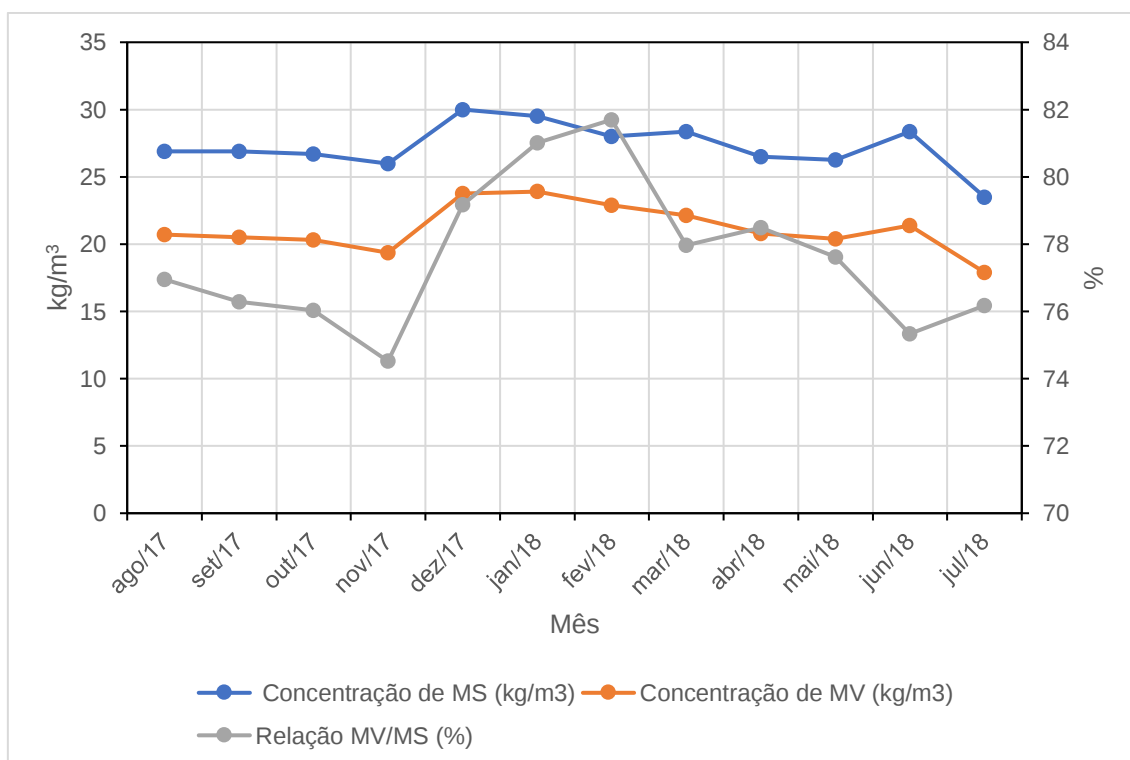


Figura 5.7 - Concentração de MS e MV (kg/ m³) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida da ETAR de Chelas, ao longo do período de estudo.

Tabela 5.3 - Funcionamento da digestão da ETAR de Chelas.

Ano	Mês	Nº de dias	pH				Alcalinidade				AGV				Temperatura				Razão AGV/Alcalinidade			
			A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média
2017	Agosto	31	7,0	7,0	-	7,0	1 242	685	-	963	228	222	-	225	33	33	-	33	0,18	0,32	-	0,25
	Setembro	30	7,1	7,0	-	7,0	2 070	2 053	-	2 061	235	235	-	235	33	37	-	35	0,11	0,11	-	0,11
	Outubro	31	7,1	7,0	-	7,0	1 785	1 601	-	1 693	224	225	-	225	33	33	-	33	0,13	0,14	-	0,13
	Novembro	30	6,8	6,8	-	6,8	1 566	1 566	-	1 566	255	209	-	232	31	31	-	31	0,16	0,13	-	0,15
	Dezembro	31	6,8	6,7	-	6,7	1 584	1 453	-	1 518	310	316	-	313	27	27	-	27	0,20	0,22	-	0,21
2018	Janeiro	31	6,8	6,8	-	6,8	1 757	1 726	-	1 742	332	336	-	334	28	28	-	28	0,19	0,19	-	0,19
	Fevereiro	28	6,8	6,8	-	6,8	2 478	2 430	-	2 454	433	427	-	430	30	30	-	30	0,17	0,18	-	0,18
	Março	31	6,8	6,8	-	6,8	1 537	1 476	-	1 506	419	367	-	393	28	28	-	28	0,27	0,25	-	0,26
	Abril	30	6,8	6,8	-	6,8	1 627	1 616	-	1 622	272	258	-	265	30	30	-	30	0,17	0,16	-	0,16
	Maio	31	6,9	6,9	-	6,9	2 518	2 471	-	2 494	289	310	-	299	34	35	-	35	0,11	0,13	-	0,12
	Junho	30	7,0	7,0	-	7,0	2 877	3 004	-	2 940	313	343	-	328	34	36	-	35	0,11	0,11	-	0,11
	Julho	31	6,8	6,7	-	6,8	2 419	1 873	-	2 146	342	528	-	435	34	30	-	32	0,14	0,28	-	0,21

Tabela 5.4 - Funcionamento da digestão da ETAR de Chelas (continuação).

Ano	Mês	Nº de dias	Destruição de MV (Van Kleeck)				Destruição de MV (simplificado)				Tempo de Retenção (dias)
			A	B	C	Média	A	B	C	Média	
2017	Agosto	31	29	35	-	32	34	36	-	35	18
	Setembro	30	28	25	-	26	25	25	-	25	17
	Outubro	31	36	33	-	34	29	26	-	28	13
	Novembro	30	17	19	-	18	17	16	-	17	11
2018	Dezembro	31	-51	-57	-	-54	31	34	-	33	12
	Janeiro	31	25	29	-	27	28	26	-	27	21
	Fevereiro	28	19	20	-	20	35	33	-	34	21
	Março	31	28	28	-	28	25	25	-	25	21
	Abril	30	30	32	-	31	32	32	-	32	19
	Maio	31	45	44	-	45	42	44	-	43	18
	Junho	30	38	44	-	41	48	50	-	49	24
	Julho	31	42	38	-	40	28	29	-	28	17

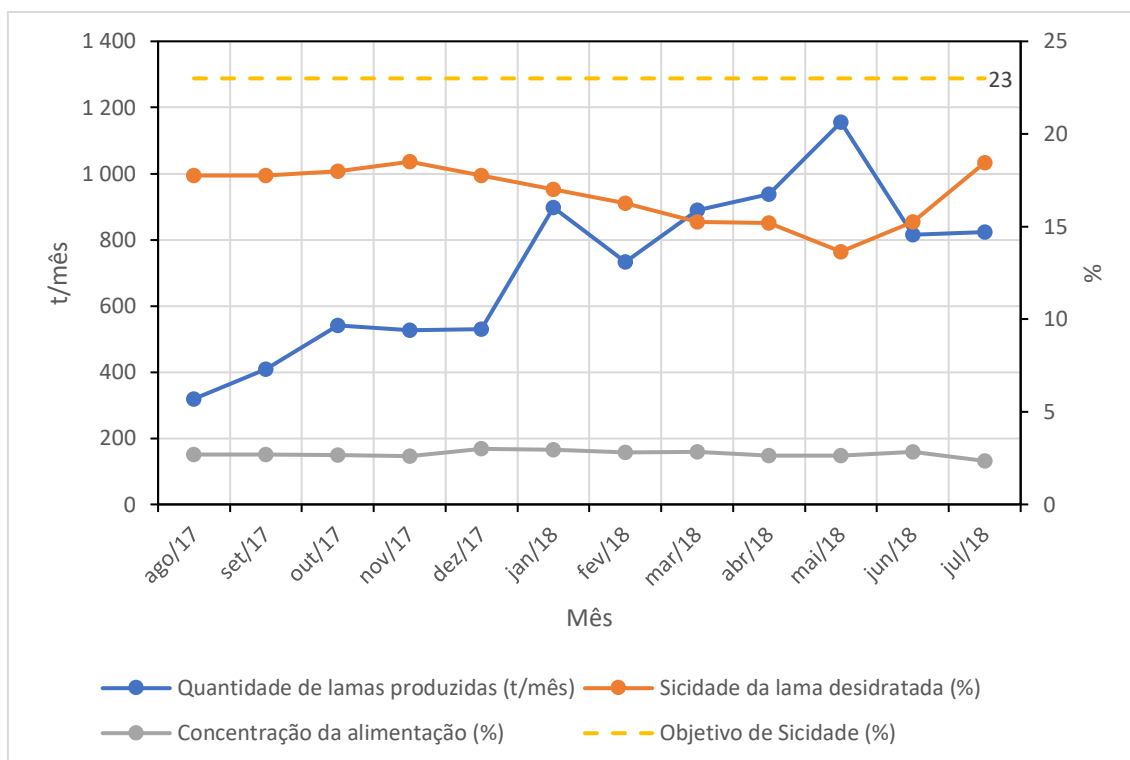


Figura 5.8 – Sicidades da lama desidratada (%) obtidas e produção de lamas desidratadas (t/mês) na ETAR de Chelas.

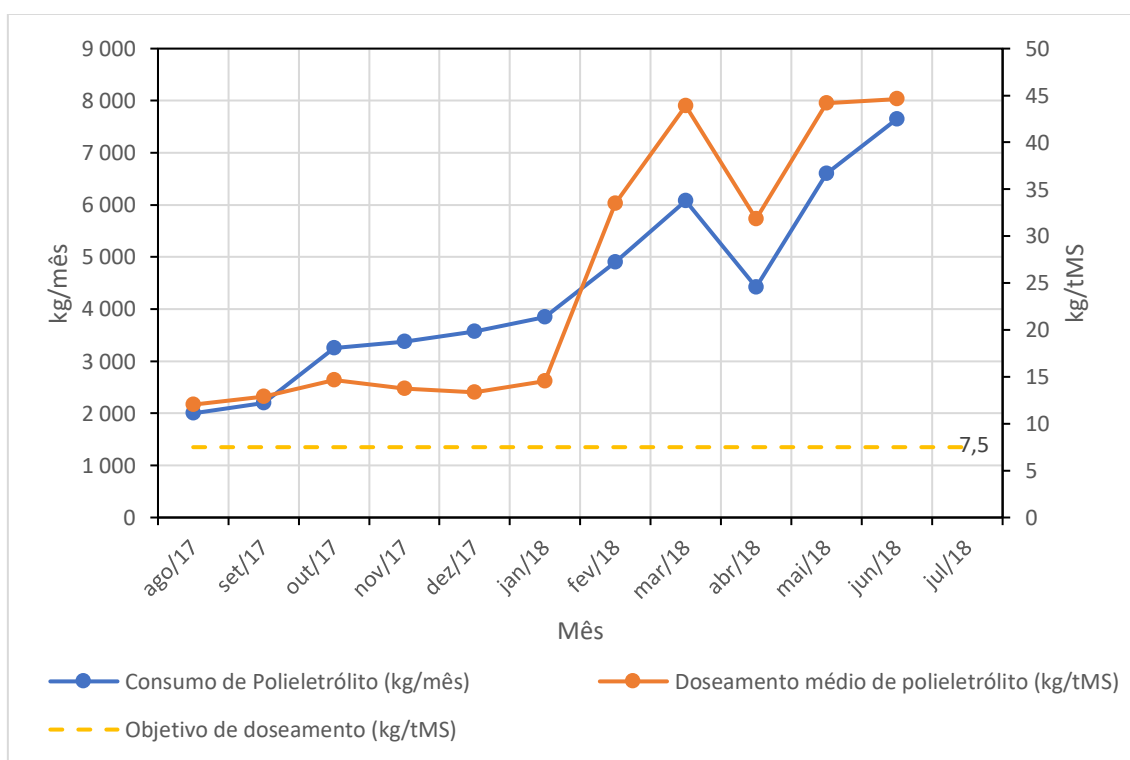


Figura 5.9 - Consumo (kg/mês) e doseamento (kg/tMS) de floculante na ETAR de Chelas.

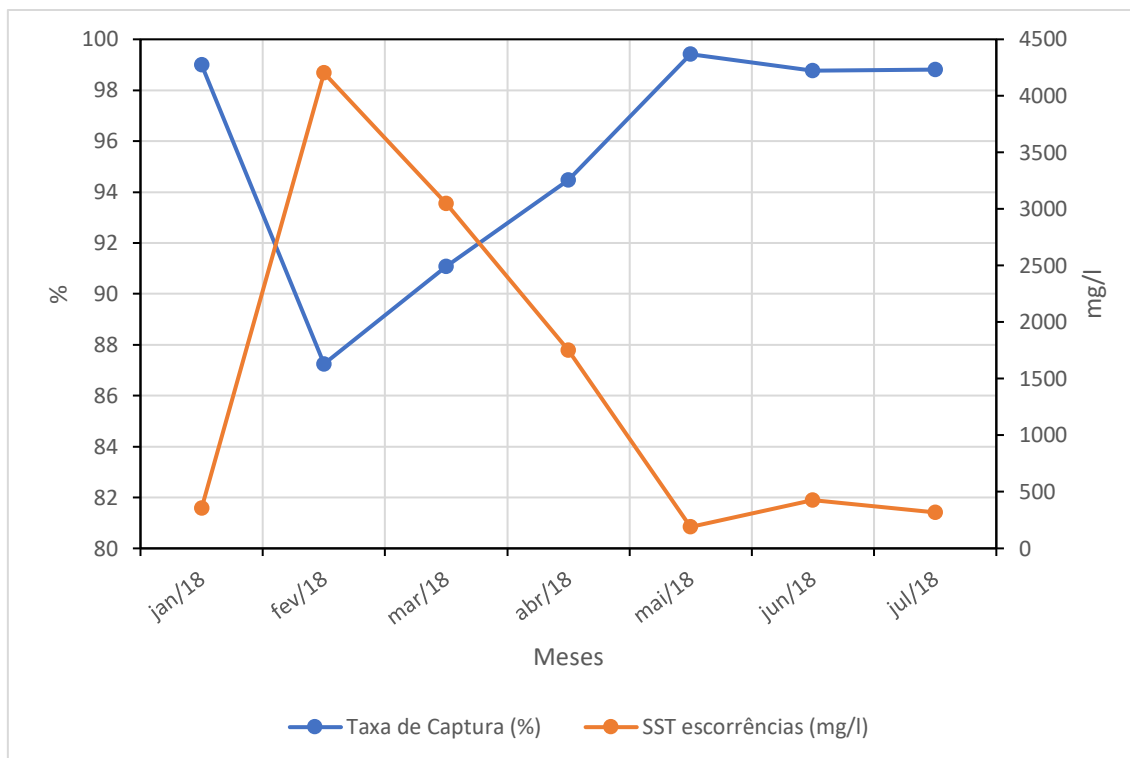


Figura 5.10 - Taxa de captura de sólidos (%) e clarificação das escurências (mg SST/l) na ETAR de Chelas.

5.1.3 Fábrica de Água de Frielas

Nas Figuras seguintes (5.11 a 5.14) e Tabelas 5.5 e 5.6 apresentam-se os resultados obtidos relativamente à ETAR de Frielas. No Anexo I, nas Tabelas AI.7 a AI.9, resumem-se todos os dados e resultados obtidos relativamente à ETAR de Frielas.

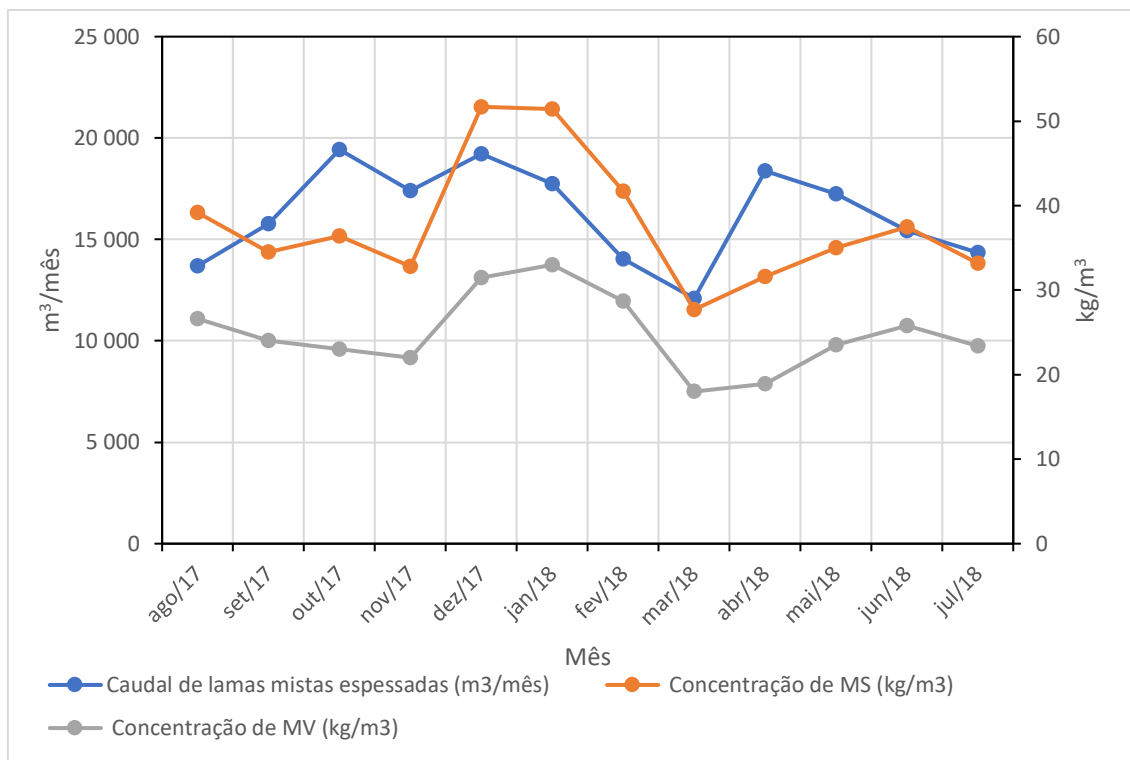


Figura 5.11 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas (m³/mês) e da concentração de MS e MV (kg/m³) da lama, na ETAR de Frielas.

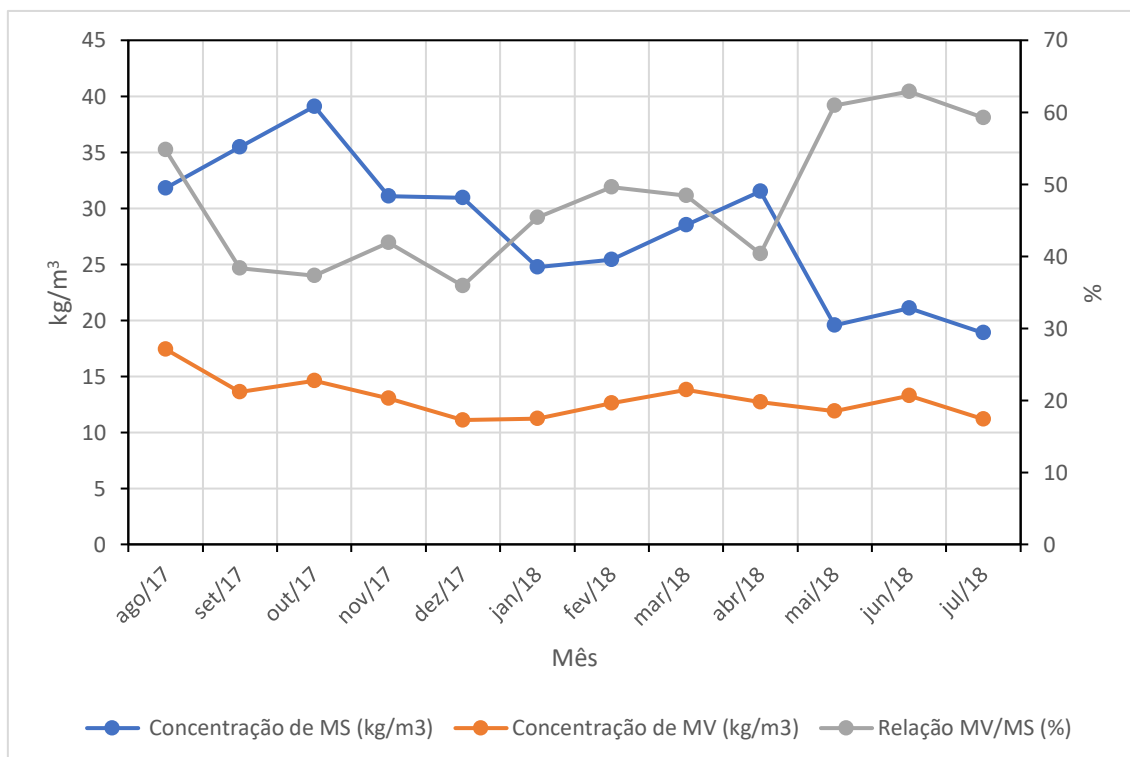


Figura 5.12 - Concentração de MS e MV (kg/m³) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida na ETAR de Frielas, ao longo do período de estudo.

Tabela 5.5 - Funcionamento da digestão da ETAR de Frielas.

Ano	Mês	Nº de dias	pH			Alcalinidade			AGV			Temperatura			Razão AGV/Alcalinidade							
			A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média				
2017	Agosto	31	7,1	7,2	7,2	7,2	2 420	2 331	2 206	2 319	171	174	170	172	38	37	36	37	0,07	0,07	0,08	0,07
	Setembro	30	7,2	7,2	7,1	7,2	2 562	2 600	2 543	2 568	205	202	194	200	38	39	38	38	0,08	0,08	0,08	0,08
	Outubro	31	7,0	7,0	7,2	7,1	2 172	2 450	2 345	2 322	277	207	183	222	38	40	38	38	0,13	0,08	0,08	0,10
	Novembro	30	7,2	7,2	7,3	7,2	2 303	2 429	2 257	2 330	186	201	196	194	38	41	38	39	0,08	0,08	0,09	0,08
	Dezembro	31	7,2	7,3	7,2	7,2	2 412	2 373	2 177	2 321	222	243	210	225	37	39	36	37	0,09	0,10	0,10	0,10
2018	Janeiro	31	7,1	7,1	7,2	7,1	2 386	2 385	2 401	2 391	247	298	242	262	37	38	35	37	0,10	0,12	0,10	0,11
	Fevereiro	28	7,2	7,1	7,0	7,1	2 553	2 129	2 137	2 273	247	305	267	273	38	38	37	38	0,10	0,14	0,12	0,12
	Março	31	7,1	7,0	7,1	7,1	2 305	2 375	2 458	2 379	214	215	210	213	36	36	35	36	0,09	0,09	0,09	0,09
	Abril	30	7,1	7,2	7,2	7,2	1 860	1 905	1 828	1 864	214	202	222	213	33	35	32	33	0,12	0,11	0,12	0,11
	Maio	31	7,0	7,0	7,1	7,0	2 198	2 165	2 195	2 186	241	245	235	240	37	39	37	38	0,11	0,11	0,11	0,11
	Junho	30	7,1	7,3	7,2	7,2	2 592	2 549	2 925	2 689	249	262	258	256	37	42	38	39	0,10	0,10	0,09	0,10
	Julho	31	7,1	7,2	7,2	7,1	2 540	2 680	2 358	2 526	204	254	231	230	36	42	38	39	0,08	0,09	0,10	0,09

Tabela 5.6 - Funcionamento da digestão da ETAR de Frieiras (continuação).

Ano	Destruição de MV (Van Kleeck)						Destruição de MV (simplificado)						Tempo de Retenção (dias)
	Mês	Nº de dias	A	B	C	Média	A	B	C	Média			
2017	Agosto	31	55	45	8	43	40	16	47	34			27
	Setembro	30	63	72	79	73	41	48	42	43			23
	Outubro	31	54	77	56	65	26	40	43	37			19
	Novembro	30	76	41	60	65	37	35	50	41			21
	Dezembro	31	61	62	68	64	66	63	65	65			19
2018	Janeiro	31	61	53	39	54	62	64	72	66			21
	Fevereiro	28	52	42	69	55	61	45	63	56			24
	Março	31	41	44	60	49	41	-4	33	23			31
	Abril	30	44	65	42	55	42	16	40	33			20
	Maio	31	28	39	-17	24	53	44	51	49			22
2018	Junho	30	42	-1	18	23	52	46	48	49			23
	Julho	31	42	41	33	39	51	50	56	52			26

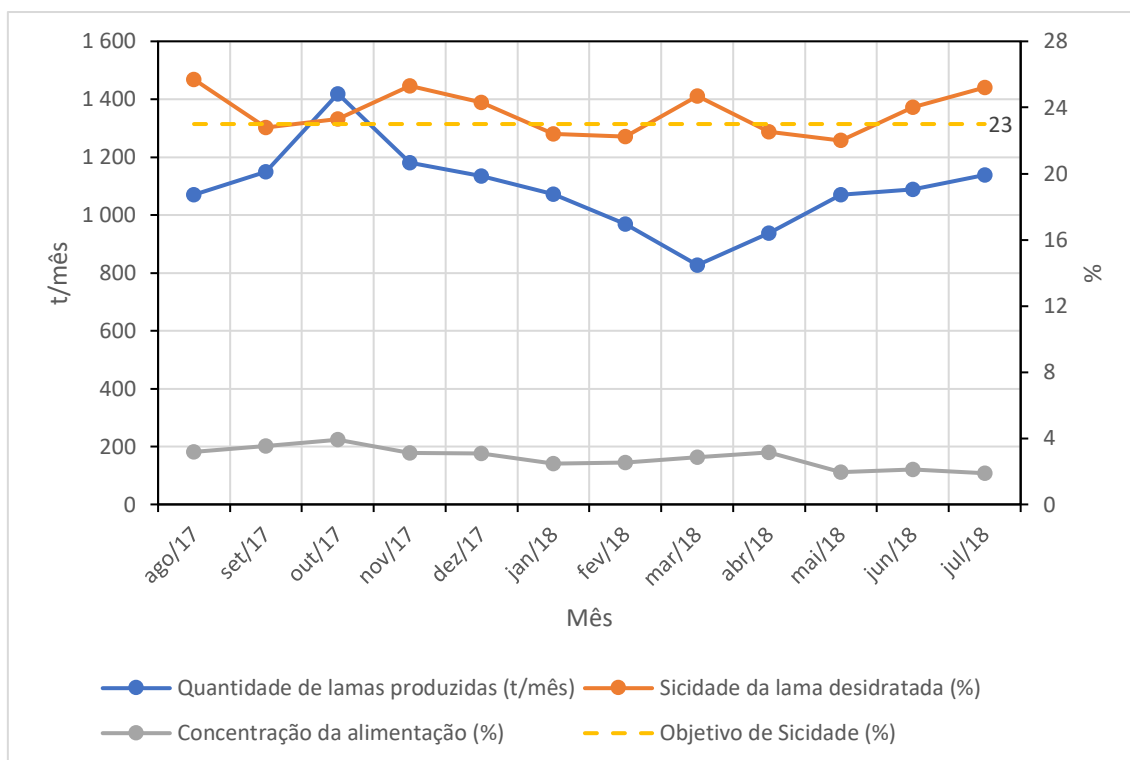


Figura 5.13 – Sicidade (%) e quantidade de lamas desidratadas (t/mês) ao longo do período em estudo na ETAR de Frielas.

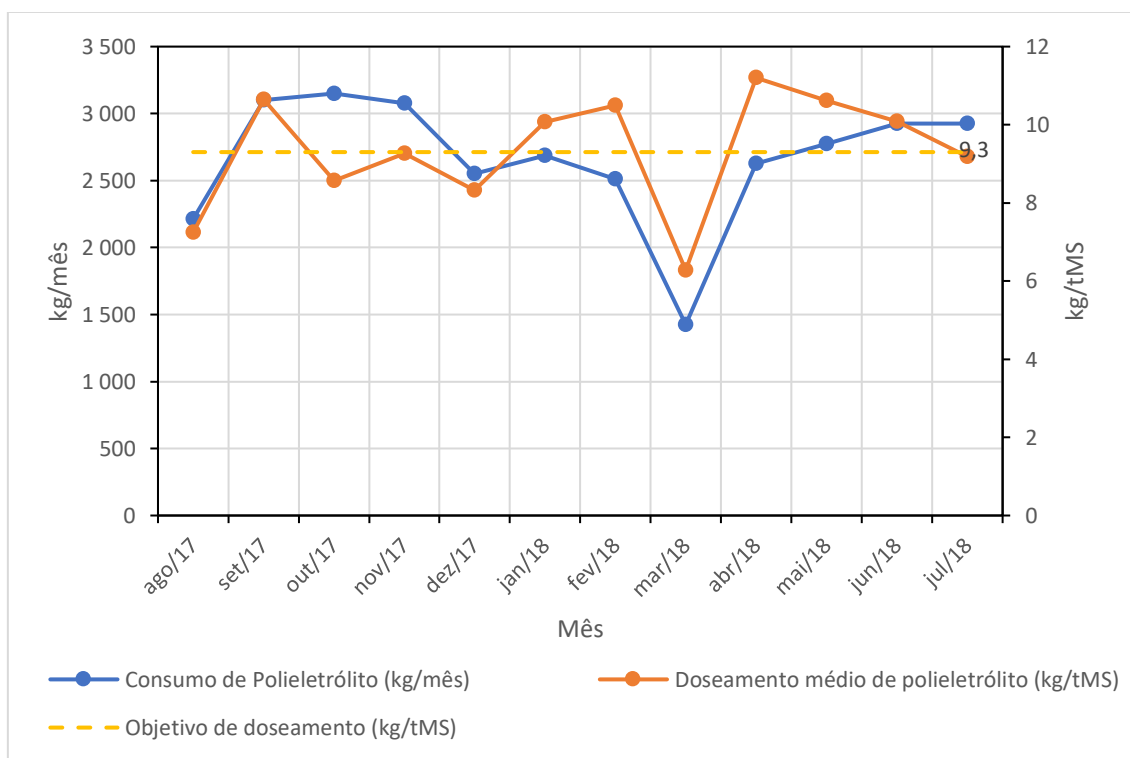


Figura 5.14 - Consumo (kg/mês) e doseamento (kg/tMS) de flocculante na ETAR de Frielas.

5.1.4 Fábrica de Água da Guia

Nas Figuras 5.15 a 5.18 e nas Tabelas 5.7 e 5.8 apresentam-se os resultados obtidos relativamente à ETAR da Guia. No Anexo I, nas Tabelas AI.10 a AI.12, resumem-se todos os dados e resultados obtidos relativamente à ETAR da Guia.

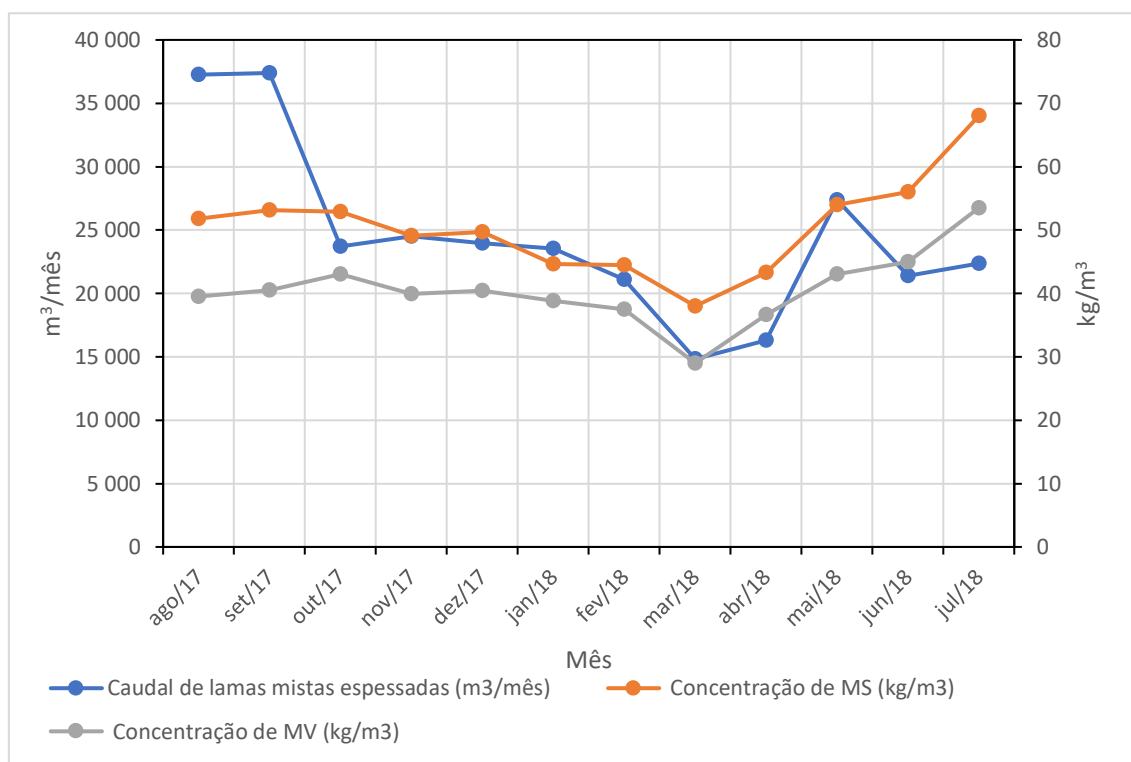


Figura 5.15 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas (m³/mês) e da concentração de MS e MV (kg/m³) da lama, na ETAR de Guia.

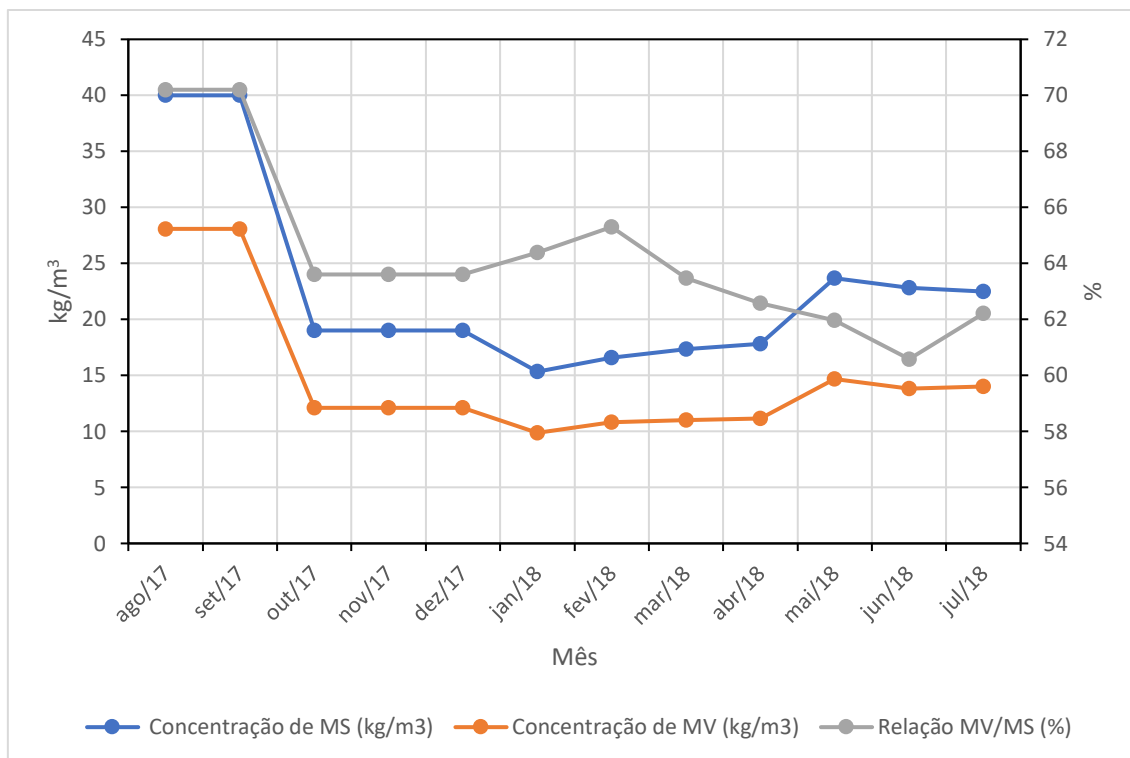


Figura 5.16 - Concentração de MS e MV (kg/m³) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida da ETAR da Guia, ao longo do período de estudo.

Tabela 5.7 - Funcionamento da digestão da ETAR da Guia.

Ano	Mês	Nº de dias	pH				Alcalinidade				AGV				Temperatura				Razão AGV/Alcalinidade			
			A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média
2017	Agosto	31	7,1	7,1	7,1	7,1	1 941	1 969	1 708	1 873	54	63	53	57	34	34	34	34	0,03	0,03	0,03	0,03
	Setembro	30	7,2	7,1	7,1	7,1	2 009	1 988	1 968	1 988	94	90	86	90	35	35	35	35	0,05	0,05	0,04	0,05
	Outubro	31	7,3	7,1	7,2	7,2	2 205	1 981	2 307	2 164	79	72	86	79	35	35	35	35	0,04	0,04	0,04	0,04
	Novembro	30	7,3	7,3	7,3	7,3	2 486	2 492	2 383	2 454	91	91	91	91	35	35	35	35	0,04	0,04	0,04	0,04
	Dezembro	31	6,9	7,3	7,4	7,2	3 132	2 906	3 166	3 068	104	101	112	106	35	35	35	35	0,03	0,03	0,04	0,03
2018	Janeiro	31	7,2	7,2	7,2	7,2	2 549	2 585	2 382	2 505	106	109	99	105	35	35	35	35	0,04	0,04	0,04	0,04
	Fevereiro	28	7,1	7,1	7,1	7,1	2 508	2 614	2 474	2 532	120	108	104	110	35	35	35	35	0,05	0,04	0,04	0,04
	Março	31	7,4	7,4	7,4	7,4	2 153	2 293	1 924	2 123	61	60	56	59	35	35	35	35	0,03	0,03	0,03	0,03
	Abril	30	7,2	7,3	7,2	7,2	2 344	2 471	2 374	2 396	81	78	99	86	35	35	35	35	0,03	0,03	0,04	0,04
	Maiο	31	7,0	7,0	7,0	7,0	1 974	1 938	1 869	1 927	67	75	75	72	35	35	35	35	0,03	0,04	0,04	0,04
	Junho	30	6,8	7,3	7,3	7,1	2 070	2 050	2 101	2 074	108	116	87	103	35	35	35	35	0,05	0,06	0,04	0,05
	Julho	31	7,2	7,1	7,1	7,1	2 146	2 211	2 092	2 150	86	71	74	77	35	35	35	35	0,04	0,03	0,04	0,04

Tabela 5.8 - Funcionamento da digestão da ETAR da Guia (continuação).

Ano	Mês	Nº de dias	Destruição de MV (Van Kleeck)					Destruição de MV (simplificado)					Tempo de Retenção (dias)
			A	B	C	Média		A	B	C	Média		
2017	Agosto	31	27	27	27	27		29	29	29	29		18
	Setembro	30	27	27	27	27		31	31	31	31		17
	Outubro	31	60	60	60	60		72	72	72	72		28
	Novembro	30	60	60	60	60		70	70	70	70		26
2018	Dezembro	31	60	60	60	60		70	70	70	70		28
	Janeiro	31	74	73	72	73		75	74	75	75		28
	Fevereiro	28	61	66	68	65		69	71	73	71		29
	Março	31	50	38	50	46		64	59	64	62		45
	Abril	30	71	73	65	70		72	70	66	70		40
	Maiο	31	56	61	57	58		66	66	65	66		24
	Junho	30	61	63	63	62		70	70	68	69		30
	Julho	31	55	54	57	55		74	73	75	74		30

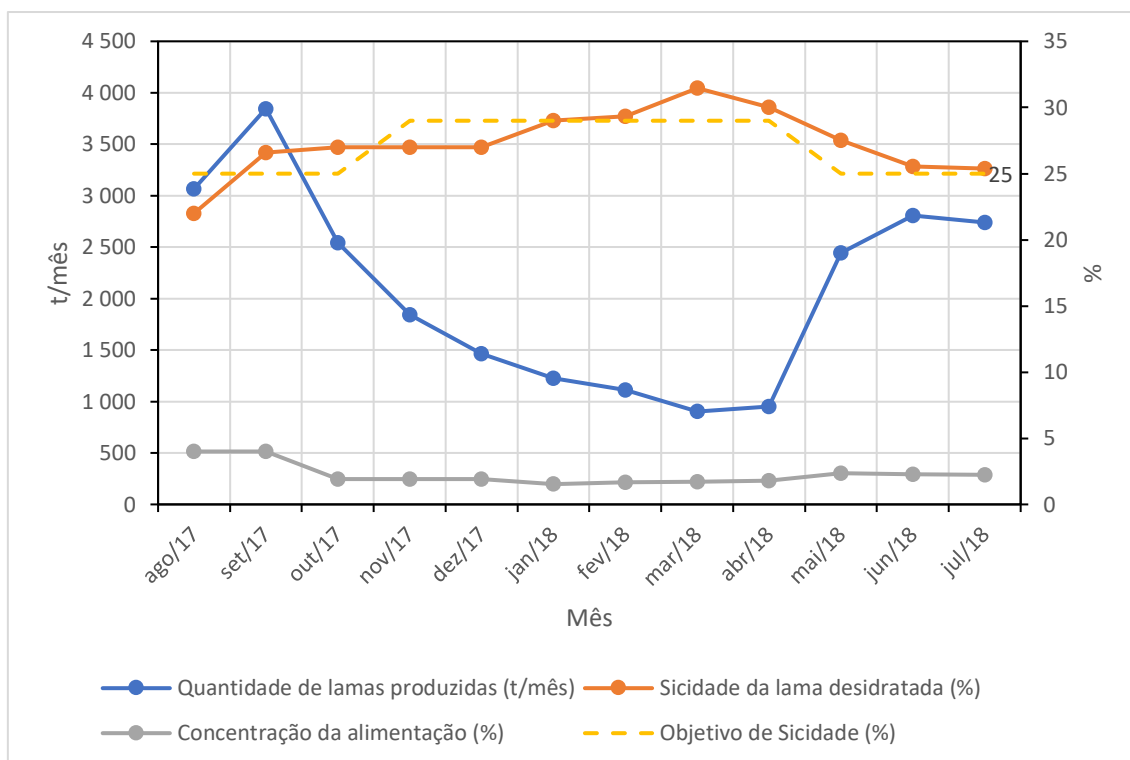


Figura 5.17 - Resultados obtidos na desidratação da ETAR da Guia, sicidade (%) e produção de lamas desidratadas (t/mês), ao longo do período em estudo.

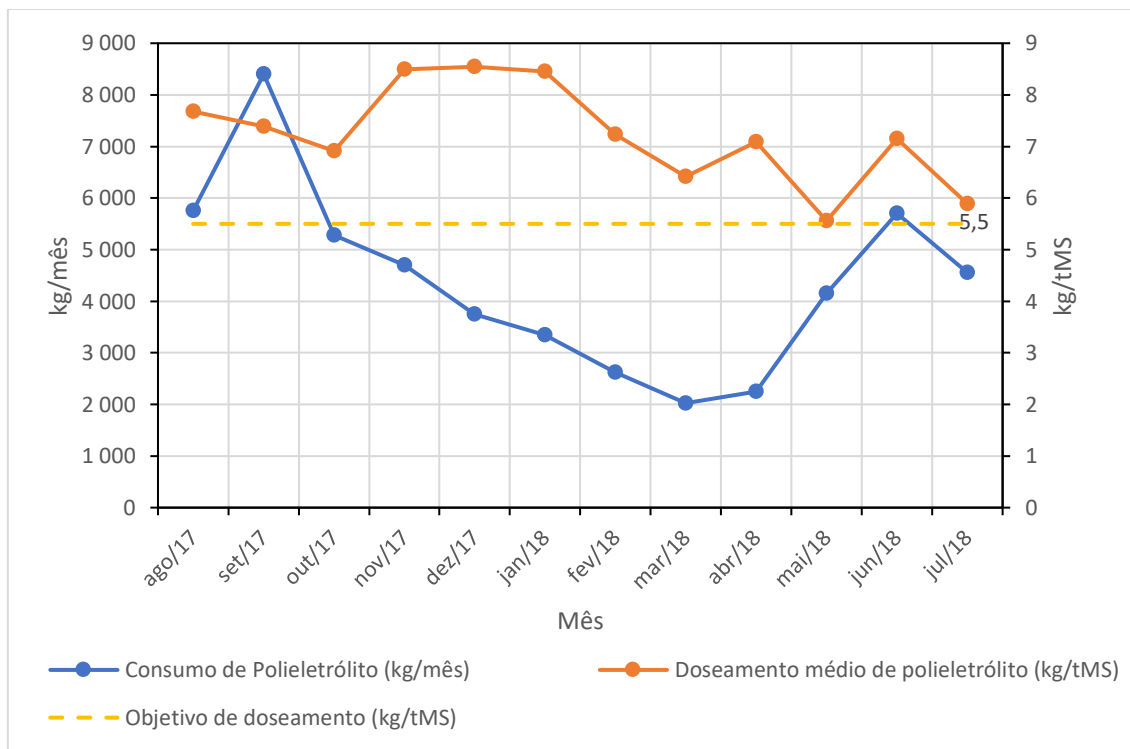


Figura 5.18 - Consumo (kg/mês) e doseamento (kg/tMS) de flocculante na ETAR da Guia ao longo do período em estudo.

5.1.5 Fábrica de Água de São João da Talha

Nas Figuras seguintes (5.19 a 5.23) e Tabelas 5.9 e 5.10 apresentam-se os resultados obtidos relativamente à ETAR de São João da Talha. No Anexo I, nas Tabelas AI.13 a AI.15 resumem-se todos os dados e resultados obtidos relativamente à ETAR de São João da Talha.

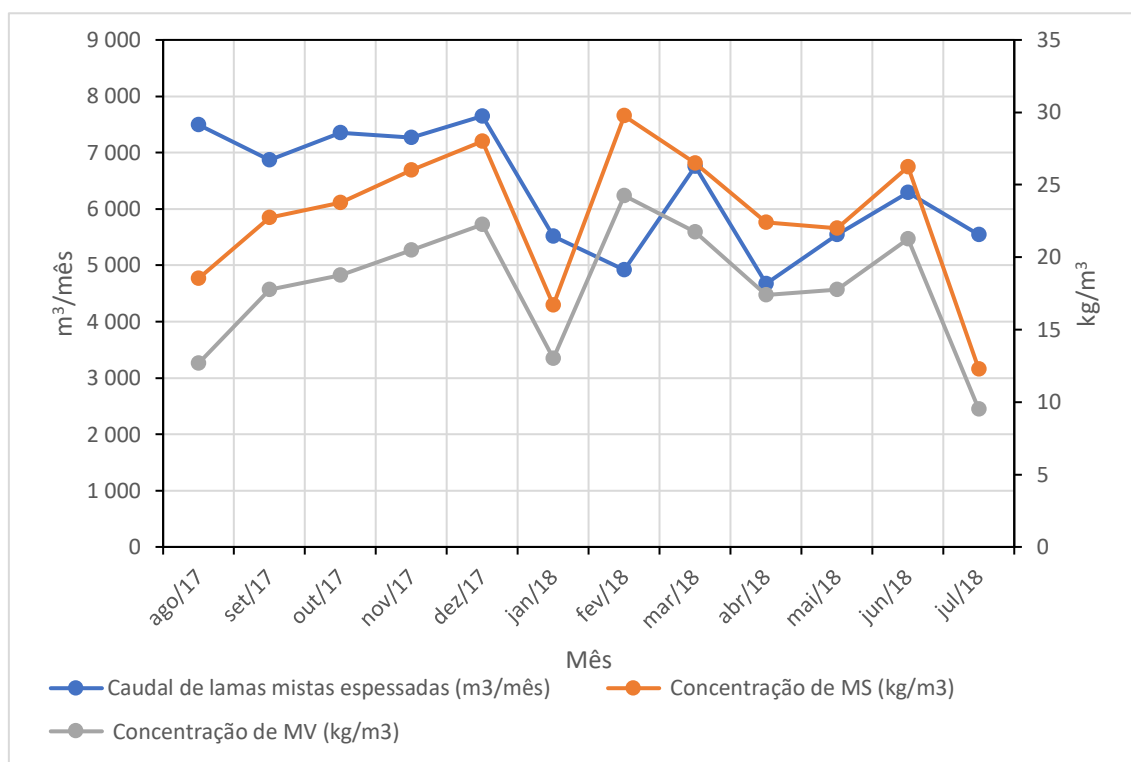


Figura 5.19 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas (m³/mês) e da concentração de MS e MV (kg/m³) da lama, na ETAR de São João da Talha.

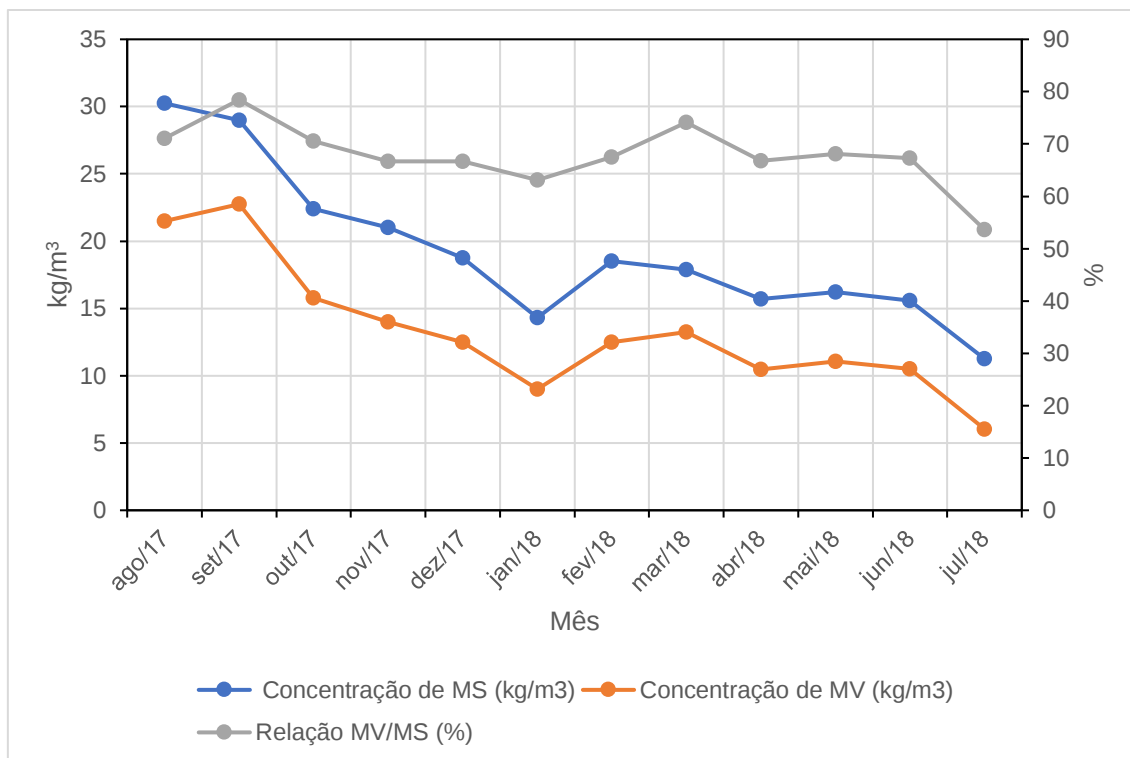


Figura 5.20 - Concentração de MS e MV (kg/m³) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida da ETAR de São João da Talha, ao longo do período de estudo.

Tabela 5.9 - Funcionamento da digestão da ETAR de São João da Talha.

Ano	Mês	Nº de dias	pH			Alcalinidade			AGV			Temperatura			Razão AGV/Alcalinidade							
			A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média				
2017	Agosto	31	7,0	7,1	-	7,0	2 321	2 376	-	2 349	184	176	-	180	31	32	-	31	0,08	0,07	-	0,08
	Setembro	30	7,1	7,3	-	7,2	2 550	2 581	-	2 565	111	150	-	130	34	34	-	34	0,04	0,06	-	0,05
	Outubro	31	7,1	7,1	-	7,1	2 609	2 871	-	2 740	93	107	-	100	34	31	-	33	0,04	0,04	-	0,04
	Novembro	30	6,8	7,0	-	6,9	3 157	3 206	-	3 181	132	119	-	126	30	31	-	30	0,04	0,04	-	0,04
2018	Dezembro	31	7,4	7,4	-	7,4	3 864	3 933	-	3 899	204	172	-	188	30	31	-	30	0,05	0,04	-	0,05
	Janeiro	31	7,2	7,2	-	7,2	2 182	2 154	-	2 168	158	188	-	173	31	31	-	31	0,07	0,09	-	0,08
	Fevereiro	28	7,1	7,1	-	7,1	2 665	2 706	-	2 686	150	160	-	155	31	30	-	31	0,06	0,06	-	0,06
	Março	31	7,1	7,1	-	7,1	2 425	2 649	-	2 537	214	173	-	194	32	30	-	31	0,09	0,07	-	0,08
	Abril	30	7,0	7,1	-	7,0	1 838	1 991	-	1 914	206	206	-	206	31	32	-	32	0,11	0,10	-	0,11
	Mai	31	7,1	7,1	-	7,1	2 226	2 264	-	2 245	194	190	-	192	33	32	-	32	0,09	0,08	-	0,09
	Junho	30	6,9	7,0	-	6,9	2 776	2 746	-	2 761	182	181	-	181	33	33	-	33	0,07	0,07	-	0,07
	Julho	31	7,1	7,1	-	7,1	2 825	2 461	-	2 643	187	158	-	173	33	30	-	32	0,07	0,06	-	0,07

Tabela 5.10 - Funcionamento da digestão da ETAR de São João da Talha (continuação).

Ano	Destruição de MV (Van Kleeck)						Destruição de MV (simplificado)						Tempo de Retenção (dias)
	Mês	Nº de dias	A	B	C	Média	A	B	C	Média			
2017	Agosto	31	-13	-13	-	-13	-70	-70	-	-70			12
	Setembro	30	-2	-2	-	-2	-28	-28	-	-28			13
	Outubro	31	36	36	-	36	16	16	-	16			13
	Novembro	30	46	46	-	46	32	32	-	32			12
	Dezembro	31	48	48	-	48	44	44	-	44			12
	Janeiro	31	51	51	-	51	31	31	-	31			17
	Fevereiro	28	53	53	-	53	48	48	-	48			17
	Março	31	37	37	-	37	39	39	-	39			14
	Abril	30	42	42	-	42	40	40	-	40			19
	Maio	31	49	49	-	49	38	38	-	38			17
2018	Junho	30	52	52	-	52	51	51	-	51			14
	Julho	31	66	66	-	66	36	36	-	36			17

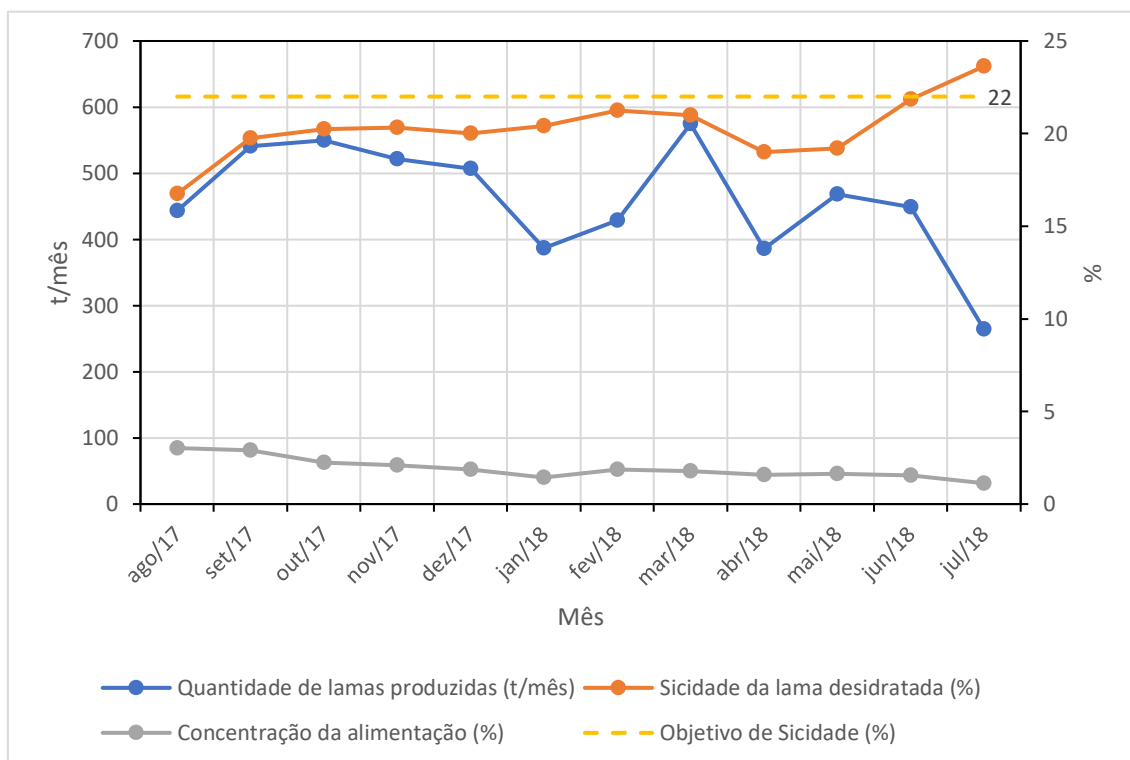


Figura 5.21 – Resultados de sicidade (%) e produção de lamas desidratadas (t/mês) obtidos na desidratação da ETAR de São João da Talha.

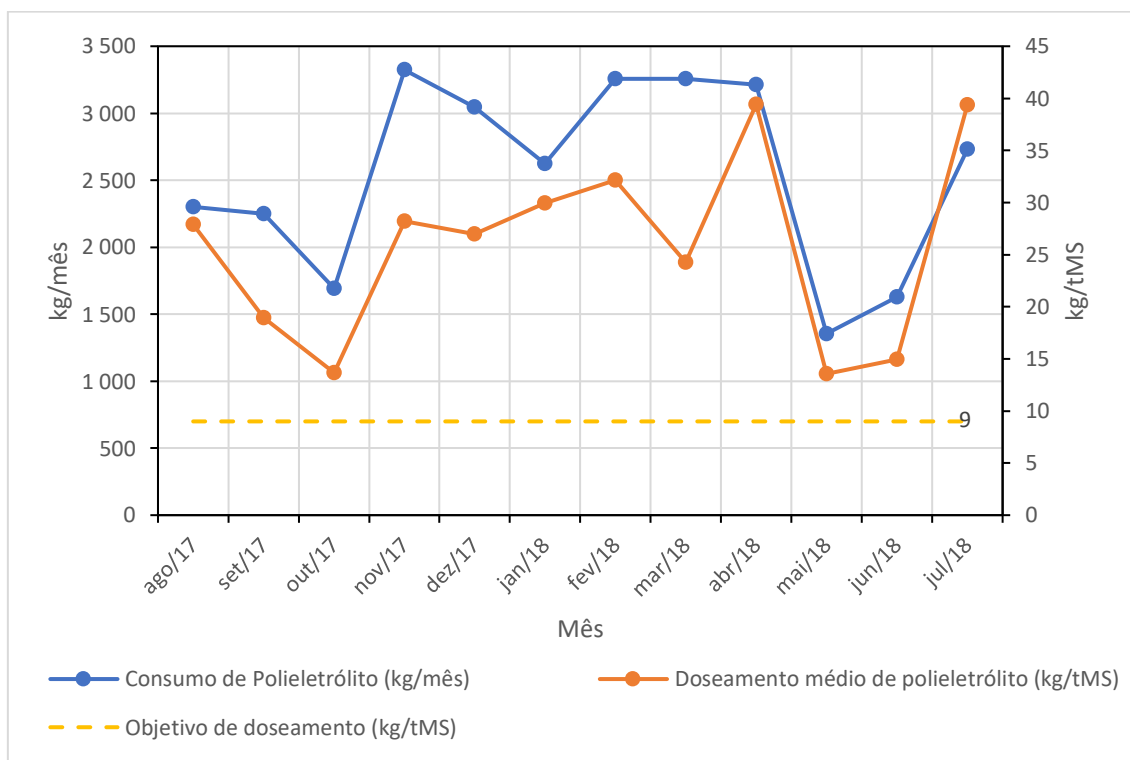


Figura 5.22 - Consumo (kg/mês) e doseamento (kg/tMS) de flocculante na ETAR de São João da Talha.

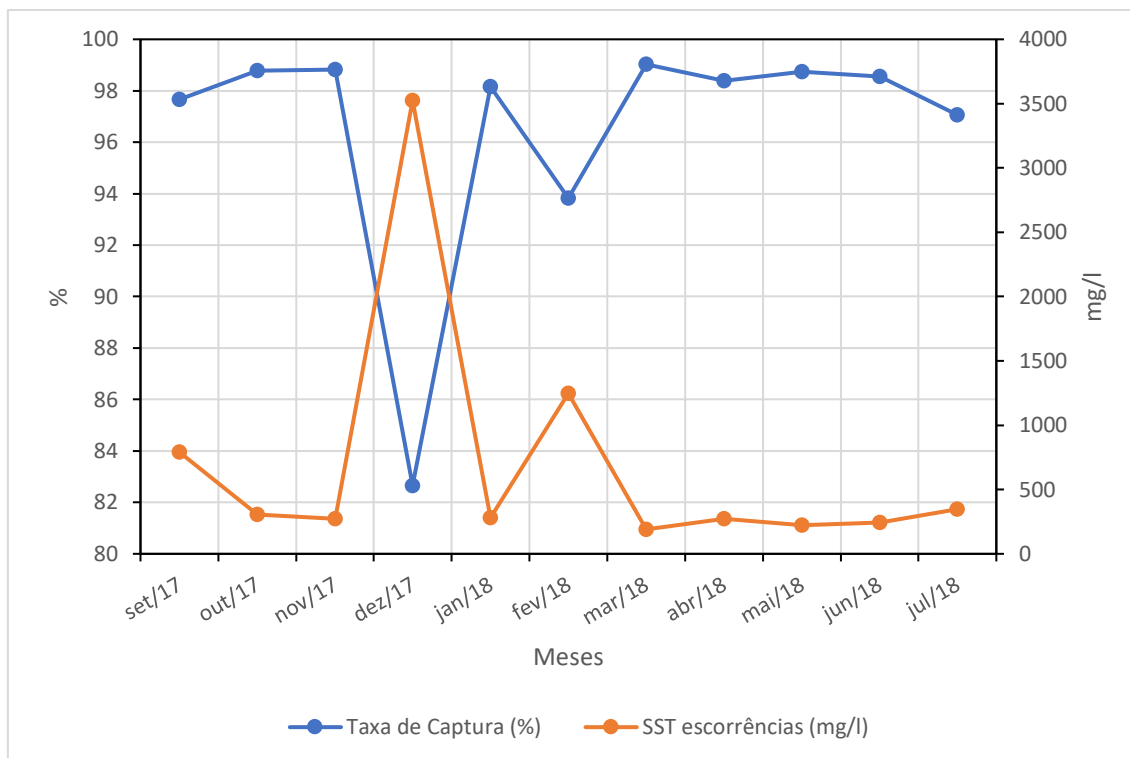


Figura 5.23 - Taxa de captura de sólidos (%) e clarificação das esco­rrências (mg SST/l) da ETAR de São João da Talha.

5.1.6 Fábrica de Água de Vila Franca de Xira

Nas Figuras 5.24 a 5.27 e Tabelas 5.11 e 5.12 apresentam-se os resultados obtidos relativamente à ETAR de Vila Franca de Xira. No Anexo I, nas Tabelas AI.16 a AI.18, resumem-se todos os dados e resultados obtidos relativamente à ETAR de Vila Franca de Xira.

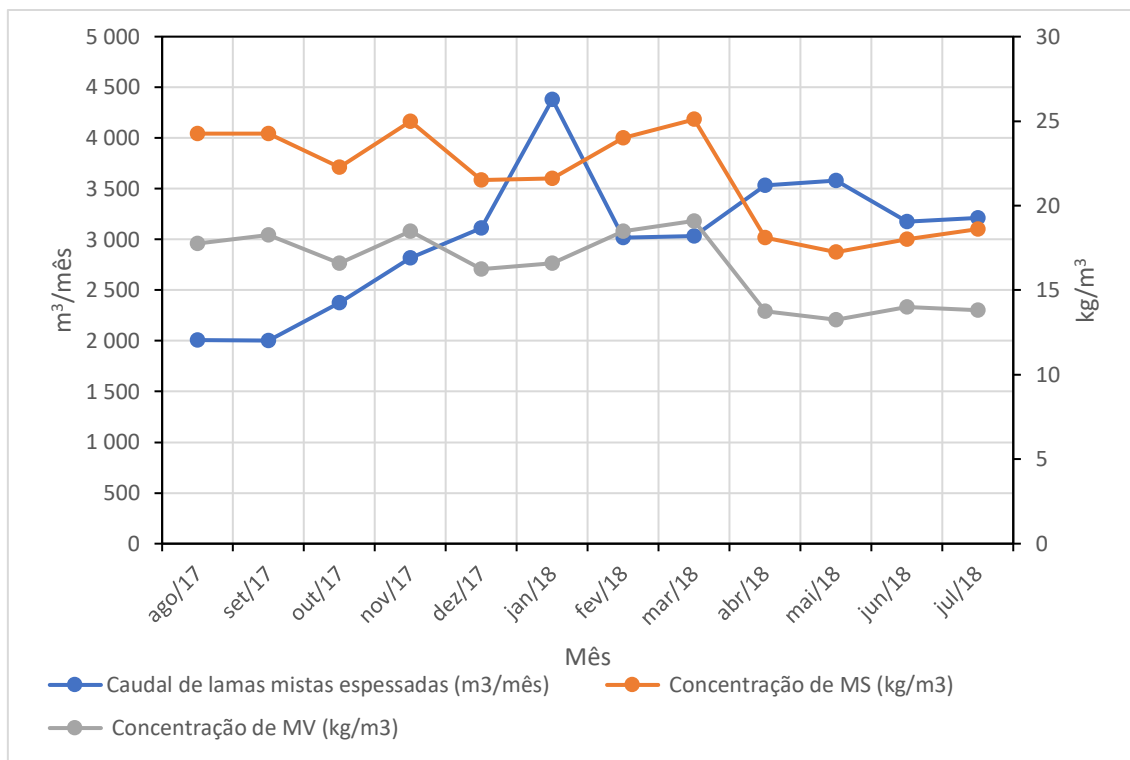


Figura 5.24 - Evolução do caudal de lamas espessadas mistas (m³/mês) e da concentração de MS e MV (kg/m³) da lama, na ETAR de Vila Franca de Xira.

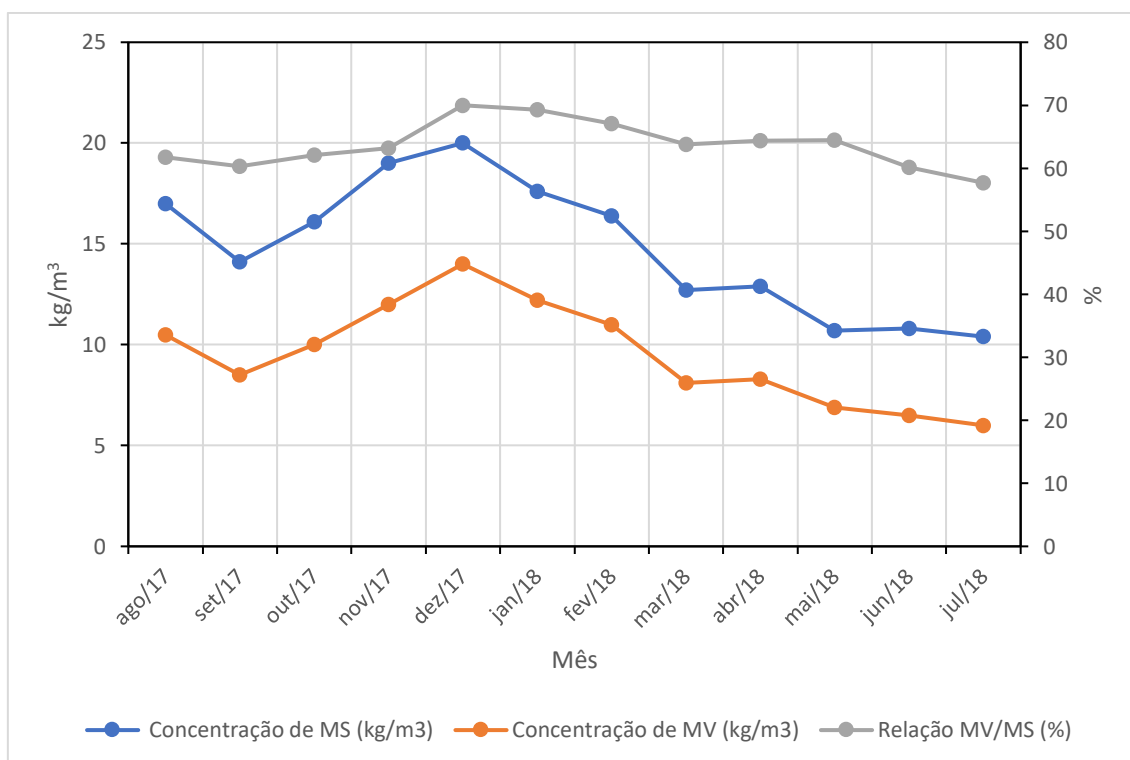


Figura 5.25 - Concentração de MS e MV (kg/m³) e razão MV/MS (%) da lama mista digerida da ETAR de Vila Franca de Xira, ao longo do período de estudo.

Tabela 5.11 - Funcionamento da digestão da ETAR de Vila Franca de Xira.

Ano	Mês	Nº de dias	pH				Alcalinidade				AGV				Temperatura				Razão AGV/Alcalinidade			
			A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média	A	B	C	Média
2017	Agosto	31	7,1	-	-	7,1	2 015	-	-	2 015	193			193	32	-	-	32	0,10	-	-	0,10
	Setembro	30	7,0	-	-	7,0	2 229	-	-	2 229	236			236	31	-	-	31	0,11	-	-	0,11
	Outubro	31	7,1	-	-	7,1	1 995	-	-	1 995	180			180	35	-	-	35	0,09	-	-	0,09
	Novembro	30	7,2	-	-	7,2	1 797	-	-	1 797	212			212	32	-	-	32	0,12	-	-	0,12
	Dezembro	31	6,9	-	-	6,9	2 004	-	-	2 004	242			242	30	-	-	30	0,12	-	-	0,12
2018	Janeiro	31	6,9	-	-	6,9	1 505	-	-	1 505	194			194	31	-	-	31	0,13	-	-	0,13
	Fevereiro	28	6,9	-	-	6,9	1 670	-	-	1 670	255			255	28	-	-	28	0,15	-	-	0,15
	Março	31	7,0	-	-	7,0	1 644	-	-	1 644	241			241	30	-	-	30	0,15	-	-	0,15
	Abril	30	7,0	-	-	7,0	1 520	-	-	1 520	160			160	28	-	-	28	0,11	-	-	0,11
	Maio	31	7,0	-	-	7,0	1 561	-	-	1 561	138			138	33	-	-	33	0,09	-	-	0,09
	Junho	30	7,1	-	-	7,1	1 675	-	-	1 675	185			185	33	-	-	33	0,11	-	-	0,11
	Julho	31	7,2	-	-	7,2	1 544	-	-	1 544	221			221	34	-	-	34	0,14	-	-	0,14

Tabela 5.12 - Funcionamento da digestão da ETAR de Vila Franca de Xira (continuação).

Ano	Destruição de MV (Van Kleeck)					Destruição de MV (simplificado)					
	Mês	Nº de dias	A	B	C	Média	A	B	C	Média	Tempo de Retenção (dias)
2017	Agosto	31	41	-	-	41	41	-	-	41	28
	Setembro	30	50	-	-	50	53	-	-	53	27
	Outubro	31	44	-	-	44	40	-	-	40	24
	Novembro	30	40	-	-	40	35	-	-	35	19
2018	Dezembro	31	25	-	-	25	14	-	-	14	18
	Janeiro	31	32	-	-	32	27	-	-	27	13
	Fevereiro	28	39	-	-	39	41	-	-	41	17
	Março	31	45	-	-	45	58	-	-	58	18
	Abril	30	43	-	-	43	40	-	-	40	15
	Maio	31	45	-	-	45	48	-	-	48	16
	Junho	30	57	-	-	57	54	-	-	54	17
	Julho	31	53	-	-	53	57	-	-	57	17

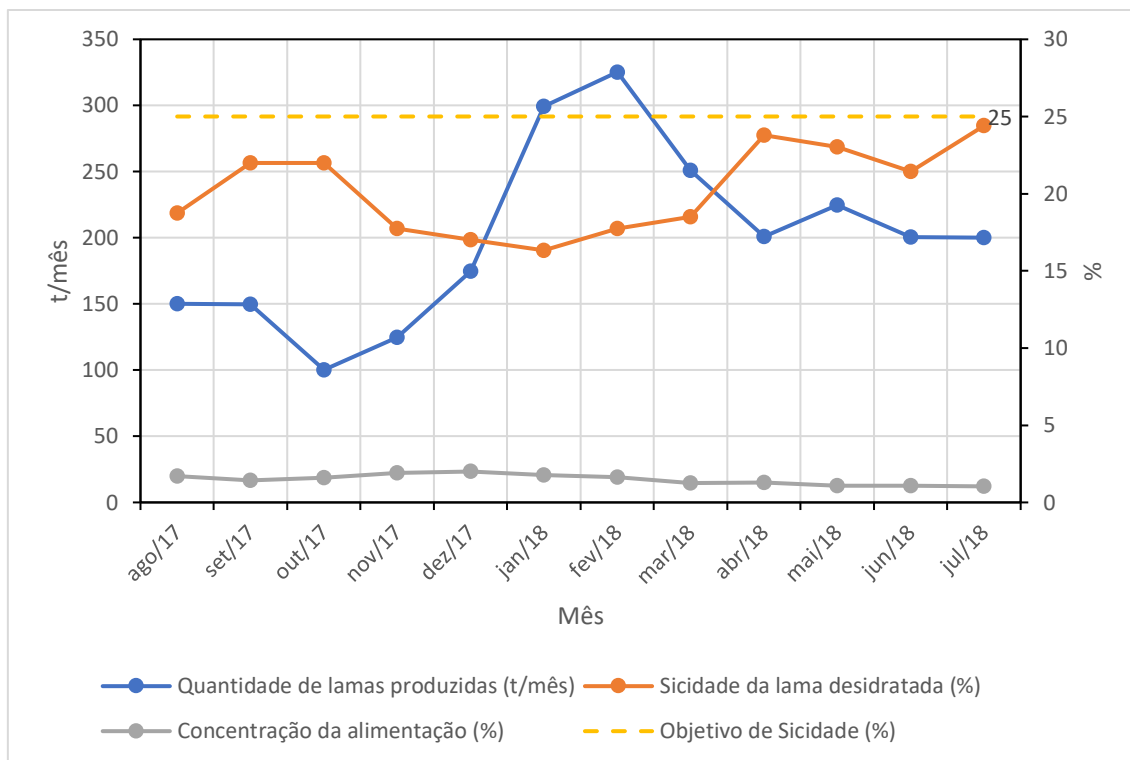


Figura 5.26 - Resultados obtidos na desidratação da ETAR de Vila Franca de Xira.

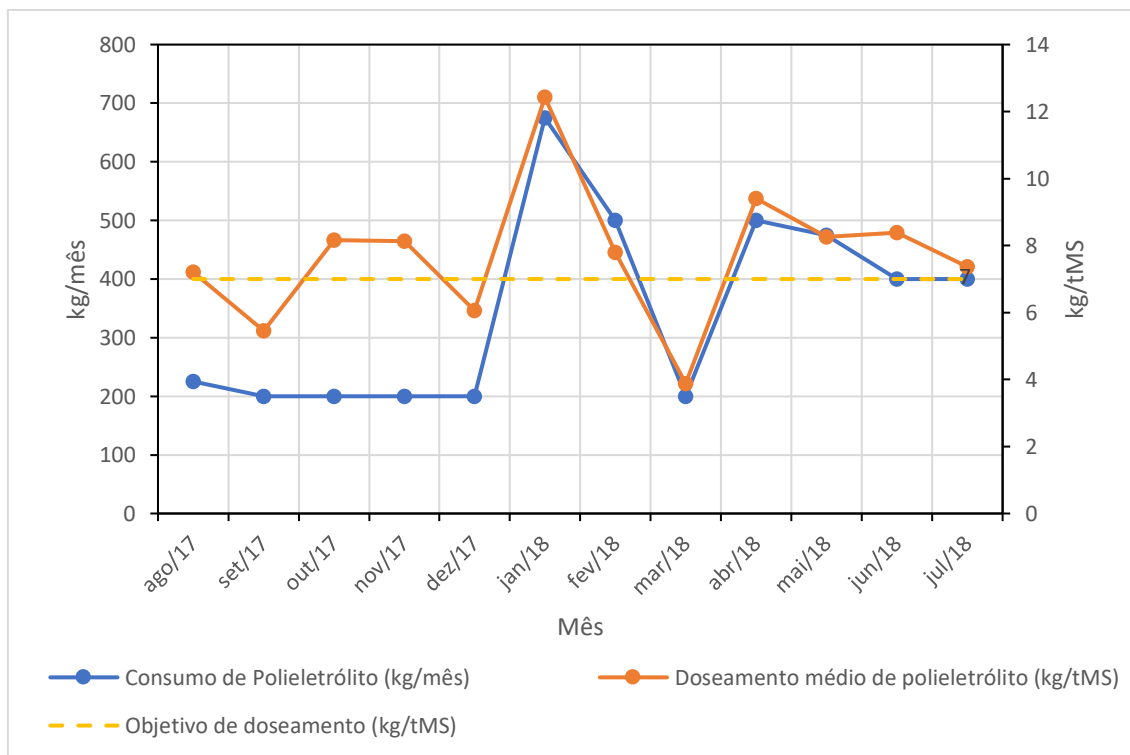


Figura 5.27 – Consumo (kg/mês) e doseamento (kg/tonMS) de flocculante na ETAR de Vila Franca de Xira.

5.2 Resumo dos resultados obtidos

Na Tabela 5.13 resumem-se os resultados mais relevantes, médios, mínimos e máximos, relativos à desidratação, obtidos para cada ETAR.

Tabela 5.13 - Resumo dos resultados médios, mínimos e máximos relativos à desidratação para cada ETAR.

ETAR	[MS] média à entrada (kg/m ³) (mín - máx)	Relação MV/MS média à entrada (%) (mín - máx)	Sicidade média (%) (mín - máx)	Doseamento de Floculante média (kg/tMS) (mín - máx)	Taxa de Captura média (%) (mín - máx)
Beirolas	18 (12 - 27)	82 (68 - 96)	18,6 (17,0 - 21,0)	11,6 (4,2 - 16,6)	81 (53 - 93)
Chelas	27 (24 - 30)	78 (75 - 82)	16,7 (13,7 - 18,5)	34,1 (22,7 - 55,3)	96 (87 - 99)
Frielas	28 (19 - 39)	48 (36 - 63)	23,7 (22,0 - 25,7)	9,3 (6,3 - 11,2)	-
Guia	23 (15 - 40)	64 (61 - 70)	27,3 (22,0 - 31,5)	7,2 (5,6 - 8,5)	-
SJ Talha	19 (11 - 30)	68 (54 - 78)	20,3 (16,8 - 23,6)	25,7 (13,6 - 39,4)	97 (83 - 99)
VF Xira	15 (10 - 20)	64 (58 - 70)	20,2 (16,3 - 24,4)	7,7 (3,9 - 12,4)	-

Por forma a comparar os resultados mais relevantes obtidos, relativamente às seis ETAR em estudo, elaboraram-se as Figuras 5.28 e 5.29, em que se resumem, respetivamente as siccidades obtidas e o doseamento de floculante.

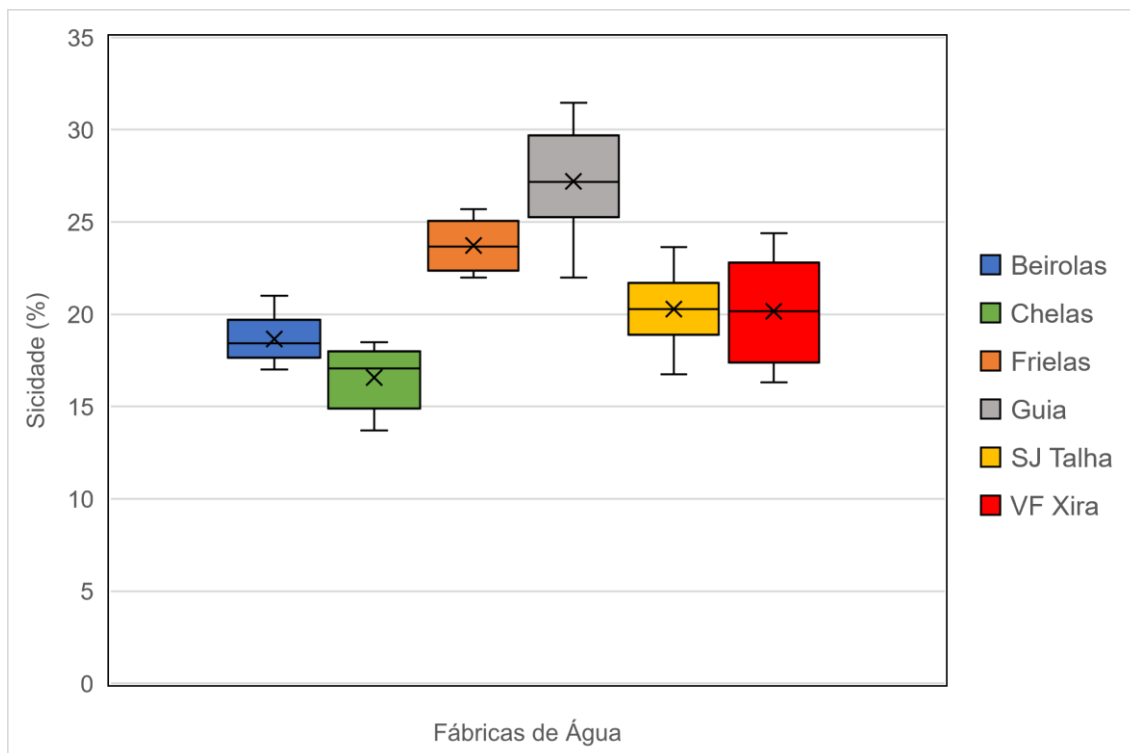


Figura 5.28 - Sicidades (%) obtidas para as ETAR em estudo.

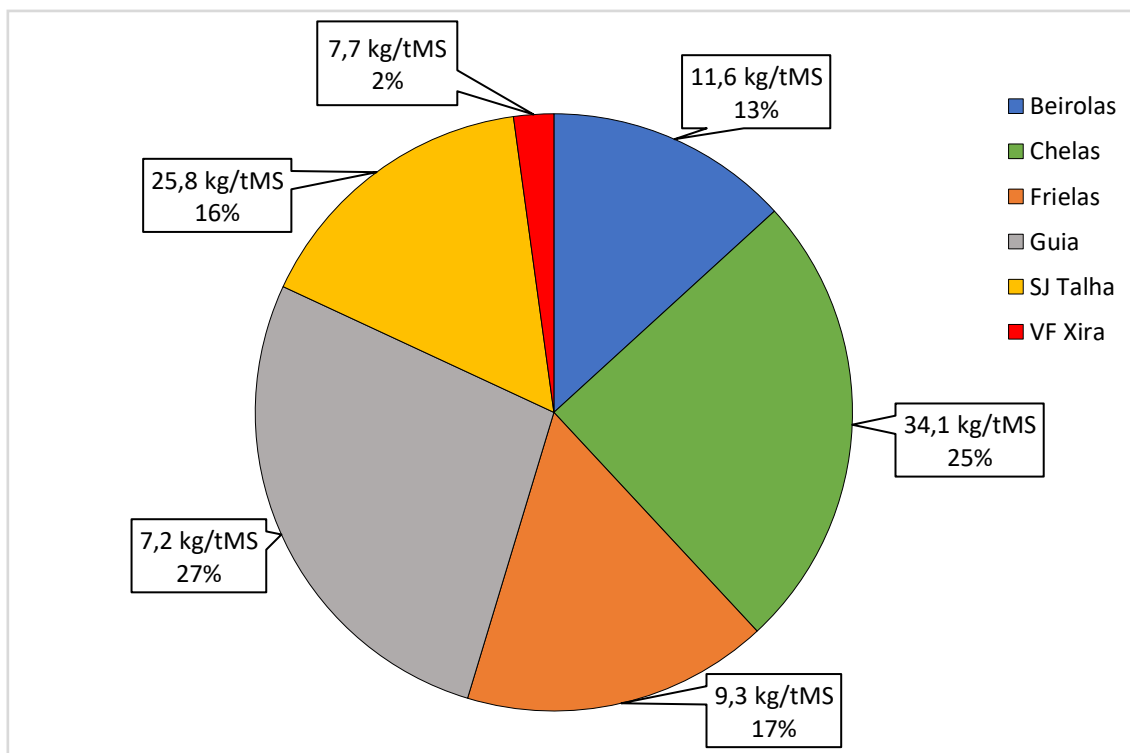


Figura 5.29 – Consumo de floculante (%) de cada ETAR em relação ao floculante total consumido e doseamento médio (kg/tMS) ao longo do período em estudo.

6 Discussão

6.1 Introdução

Os objetivos de sicidade e de doseamento de flocculantes propostos para cada ETAR (Tabela 4.3) estão de acordo com o descrito na literatura. O objetivo de sicidade, ligeiramente inferior aos restantes, para a ETAR de Beirolos justifica-se por esta apresentar remoção biológica de fósforo, devido à configuração do reator biológico (A^2O), que deteriora a sicidade da lama desidratada (Shimp *et al.*, 2013) (Higgins *et al.*, 2014) (Dube, 2018) (Schaum, 2018).

Apesar de todas as ETAR em estudo desidratarem lama anaerobiamente digerida, o facto de ser utilizado polímero aniónico na DP, pode resultar num aumento da necessidade de polieletrólito na desidratação (Hasan *et al.*, 2017), e justifica os valores objetivo de doseamento de polieletrólito superiores para as ETAR de Frielas e São João da Talha, comparativamente às restantes ETAR em estudo que desidratam lamas mistas anaerobiamente digeridas. Por outro lado, a ETAR da Guia também doseia polímero aniónico na FL (época balnear), mas o objetivo de doseamento de flocculante aparenta não o considerar, apesar de se encontrar no limite superior da faixa de doseamento de flocculante para lamas primárias digeridas, 3 a 6 kg/tonMS (Metcalf & Eddy, 2014).

6.2 Fábrica de Água de Beirolos

As sidades médias mensais obtidas na ETAR de Beirolos, encontram-se abaixo tanto do objetivo proposto, como dos valores referidos na literatura para lamas anaerobiamente digeridas, não tomando em consideração a remoção biológica de fósforo. Colocam-se duas abordagens relativas à questão dos valores serem inferiores ao previsto. Por um lado, os resultados obtidos decorrem de um mau desempenho, o que obriga a procurarem-se as causas para justificar os resultados obtidos, admitindo-se que, a causa possa ser tributável à remoção biológica de fósforo. Por outro lado, o objetivo proposto pode estar colocado acima do atingível.

A sicidade média registada na ETAR de Beirolos foi 18,6%, com um máximo de 21% no mês de Maio, e um mínimo de 17% no mês imediatamente seguinte, Junho (Fig. 5.3). Por outro lado o maior valor de sicidade atingido, 21% no mês de Maio, corresponde ao menor valor de consumo e doseamento de polieletrólito, 1 125 kg e 4,2 kg/tMS respetivamente (Fig. 5.4). Para o mês de menor sicidade, 17%, em Junho, corresponde o segundo maior valor de doseamento de flocculante, 15,4 kg/tMS, e o maior consumo de flocculante, 3 000 kg (Fig. 5.4).

O doseamento de flocculante oscilou bastante ao longo do período em estudo, no entanto, o doseamento médio ao longo do período de estudo foi de 11,6 kg/tMS, superando o valor objetivo, 8,5 kg/tonMS, mas dentro do descrito na literatura, 7,5 a 15 kg/tonMS, com um máximo de 16,6 kg/tMS, que supera ligeiramente o descrito na literatura, correspondente ao mês de Janeiro de 2018.

A concentração de sólidos à saída dos digestores encontra-se abaixo do referido na literatura, 2 a 4%, exceto nos meses de Dezembro a Maio para o digestor 1 e apenas de Janeiro a Março para o digestor 2, que apresentou valores acima dos 2% (Fig. 5.2).

É de salientar que nos meses de Novembro a Abril, a temperatura de ambos os digestores oscilou (Tabela 5.1), podendo significar ou um aquecimento deficitário dos digestores ou um mau isolamento dos digestores, que de qualquer maneira acompanham a deterioração da sicidade nesse intervalo. A variação de temperatura nos digestores pode resultar em alterações na população bacteriana, afetando o bom funcionamento dos digestores, que pode resultar numa diminuição da sicidade da lama desidratada (WEF, 2008). Pode-se ainda observar que no mesmo período, o doseamento de polieletrólito aumentou também, provavelmente numa tentativa de aumentar a sicidade da lama desidratada (Fig. 5.4).

A redução de MV, calculada pela fórmula de Van Kleeck, apresenta em alguns meses valores anormais, podendo estar relacionado com erros de amostragem. De qualquer maneira, observando a redução de MV pela fórmula simplificada, pode-se observar que para o mês de Fevereiro e Março a redução de MV baixa drasticamente (Tabela 5.2). Associado a estes valores baixos, corresponde uma entrada bastante mais elevada do que o normal de CBO_5 , que pode estar associado a uma descarga de uma indústria (Tabela A1.1). Imediatamente a seguir, em Março, no digestor 2 aumenta a concentração de AGV ao mesmo tempo que a alcalinidade diminui, refletindo-se na razão AGV/Alc que, até estabilizar novamente em Julho, apresenta razões AGV/Alc acima do intervalo aconselhado (Tabela 5.1).

O mau funcionamento dos digestores nos períodos referidos reflete-se sobretudo na TC, com destaque para um valor muito abaixo do expectável, 53%, correspondente ao mês de Fevereiro, mês em que a média de SST nas escorrências foi muito alto, 10 300 mg/l (Fig. 5.5). A este valor corresponde o maior valor de concentração de SST registado no período em estudo à entrada da ETAR, 720 mg/l, correspondente à entrada acima do normal de CBO_5 também. Estes valores baixos de TC podem estar associados a uma destruição de matéria de maiores dimensões nos digestores, aumentando o número de partículas de menor dimensão (Lawler *et al.*, 1986) (Karr e Keinath, 1978). Os valores baixos de TC não são normais, nem pelo descrito na literatura nem considerando que a ETAR de Beirolas tem centrífugas D4LL, que deveriam apresentar TC superiores em comparação com o modelo D4L.

É de realçar que Beirolas apresenta, na configuração da fase sólida, um tamizador para lamas primárias antes da entrada no espessador gravítico, que pode aumentar a distribuição de partículas finas (Retter e Schipl, 1994), que apresentam maior dificuldade na separação sólido-líquido e um maior grau de hidratação.

As centrífugas instaladas em Beirolas (Tabela 4.1) têm atualmente 13 anos, tendo sido renovadas em 2011, 5 anos após a instalação, não tendo mais nenhuma renovação até à data. Das duas centrífugas instaladas, apenas uma pode funcionar, devido a uma avaria do tapete transportador associado à centrífuga 2, que não permite encaminhar a lama desidratada até à bomba de parafuso excêntrico que eleva a lama para o silo. Como consequência, à data da

consulta, uma das centrífugas apresentava mais 5 619 horas de funcionamento (30 227 h comparativamente a 24 608 h). Isto poderá significar que o equipamento atualmente a funcionar poderá apresentar algum desgaste adicional e não estar a funcionar corretamente.

6.3 Fábrica de Água de Chelas

A ETAR de Chelas apresenta sidades muito inferiores ao objetivo e, também, relativamente aos valores da literatura, não existindo, aparentemente, uma justificação para os resultados obtidos, como uma remoção biológica de fósforo, ou uma deterioração derivada do uso de sulfato de alumino na fase líquida.

Problemas associados a uma má capacidade de sedimentar da lama biológica ao longo do período em estudo, relacionada com a presença de filamentosas, poderá ter contribuído para os resultados obtidos, visto que uma má capacidade de sedimentar da lama, relaciona-se com a capacidade de desidratar da mesma lama (Moreira, 2019).

A ETAR de Chelas apresenta na sua configuração DP retangulares, que são sensíveis a um aumento do caudal, como o verificado durante o tempo húmido (Qasim e Zhu, 2018), não se sabendo se poderá ou não ter impacto na desidratação, através de uma diminuição do rácio LP:LS, afetando o potencial de desidratação da lama.

A ETAR de Chelas está dimensionada para um equivalente populacional semelhante ao da ETAR de Beirolas. No entanto, a carga média diária de CBO e SST é bastante inferior à de Beirolas (Tabela AI.6). Mais ainda, enquanto a relação SST/CBO é superior a 1 para Beirolas, no caso de Chelas, é inferior a 1. Isto pode indicar que, devido à menor carga de SST que afluí à ETAR, o rácio LP:LS pode ser inferior a 1. Se efetivamente isto se verificar, a presença de uma maior quantidade de lamas biológicas nas lamas mistas, pode diminuir o potencial de desidratação da lama, considerando que efetivamente as lamas biológicas apresentam menor potencial de desidratação, facto bem documentado na literatura existente.

O valor médio de sidade ao longo do período em estudo, 16,7%, encontra-se perto do limite inferior de sidade para lamas secundárias provenientes do processo de lamas ativadas e, muito distante, tanto do objetivo proposto, 23%, como do descrito na literatura para lamas mistas anaerobiamente digeridas, 22 a 35% (Metcalf & Eddy, 2014).

Destaque negativo para um valor médio muito baixo, 13,7%, correspondente ao mês de Maio (Fig. 5.8). Este valor baixo reflete-se na lama a transportar a destino final neste mês, 1 155 t, valor máximo registado no período em estudo, e que representa um aumento dos custos de operação. A 30€/t de lama a transportar, este valor representa um aumento de 6 510€ em relação ao mês anterior – segunda maior quantidade de lama a encaminhar a destino final – e uma diferença de 25 080€ em relação ao mês de Agosto de 2017 – mês com menor quantidade de lama a encaminhar a destino final, 319 t. A este valor médio baixo de sidade corresponde o valor mais baixo de SST nas escorrências, 190 mg/l, e o valor mais elevado de TC, 99,4% (Fig.

5.10), e pode demonstrar que, uma maior TC associada a partículas de menor dimensão e com maior grau de hidratação pode-se refletir na sicidade da lama desidratada.

A destruição de MV foi baixa ao longo do período de estudo, com um mínimo de 20% em Fevereiro, e uma média de apenas 24% (Tabela 5.4). A relação MV/MS encontra-se algo elevada à entrada das centrífugas, com uma média de 78% (Fig. 5.7). A temperatura desceu abaixo dos 30 °C em alguns meses, não ocorrendo, no entanto, um reflexo na sicidade da lama desidratada. O pH e a relação AGV/Alc manteve-se sempre dentro do intervalo ótimo (Tabela 5.3). O mês com maior destruição de MV corresponde ao pior resultado de sicidade obtido, 13,7%. O tempo de retenção nos digestores foi baixo entre Outubro e Dezembro, com TRH de 13, 11 e 12 dias apenas (Tabela 5.4).

No entanto, a ETAR de Chelas apresenta TC de acordo com o referido na literatura e valores superiores às verificadas na ETAR de Beirolas, utilizando o mesmo floculante. O facto da ETAR de Chelas ter TC muito elevadas pode diminuir a sicidade final, caso a fração de partículas coloidais presentes na lama seja muito elevada, o que, devido a um aumento da área superficial, vai corresponder a um maior grau de hidratação e consequentemente um aumento da fração de água não livre, que apresenta maior dificuldade em ser removida por desidratação mecânica (Lawler *et al.*, 1986).

A concentração de sólidos à entrada encontra-se em todo o período de estudo entre os 2 a 4%, não devendo constituir a causa para o funcionamento abaixo do esperado das centrífugas, mas poderá resultar numa má incorporação do floculante (SNF Floerger, 2005). A ETAR de Chelas tem problemas associados à pressão na rede de água de preparação de floculante que fazem com que a unidade de preparação de polieletrólito oscile nas concentrações de doseamento, superando por vezes a concentração máxima de preparação, fixada em 5 g/l (Anexo II), que pode resultar em doses excessivas e rendimentos abaixo do esperado (Moreira, 2019). De acordo com a ficha de reagentes, um aumento da concentração de preparação, aumenta a viscosidade do floculante e quando é adicionado à lama pode diminuir a velocidade de sedimentação dos sólidos e poderá resultar numa má incorporação do polímero (SNF Floerger, 2005).

Outra possível causa para o mau desempenho da etapa de desidratação poderá ser a idade do equipamento. As centrífugas atualmente instaladas em Chelas, são as mais antigas de todas as centrífugas analisadas neste trabalho (2003), quando a atual *Andritz* era ainda *Guinard Centrifugation*, não existindo informação sobre uma eventual renovação. À velocidade nominal que esta atinge (3000 rpm), só é produzida uma força centrífuga relativa de 2163 g. Não se sabendo características como o modo de alimentação, não é correto tentar adivinhar mais possíveis causas relacionadas com o equipamento, no entanto, a idade do equipamento poderá ser uma das causas dos resultados de sicidade obtidos em Chelas.

6.4 Fábrica de Água de Frielas

A ETAR de Frielas cumpriu o objetivo relativamente à sicidade em 9 dos 12 meses analisados (taxa de cumprimento de 75%), sendo o valor mais baixo de sicidade registado de 22%, correspondente ao mês de Maio, abaixo do objetivo apenas em um ponto percentual (Fig. 5.13). O máximo registado ocorreu em Agosto e foi de 25,7%. A sicidade média ao longo do período em estudo foi de 23,7%, superando ligeiramente o objetivo proposto.

O objetivo de doseamento de polieletrólito para a ETAR de Frielas é o mais elevado de todas as ETAR em estudo. Este facto deve-se, provavelmente, à utilização de polímero aniónico no decorrer da fase líquida, que através de uma diminuição no potencial zeta, deverá aumentar a necessidade de polieletrólito catiónico na desidratação (Hasan *et al.*, 2017). No entanto, Frielas apresentou um doseamento médio ao longo do período em estudo de 9,3 kg/tMS, exatamente igual ao objetivo proposto, e dentro do descrito na literatura. O valor máximo registado foi de 11,2 kg/tMS, correspondente ao mês de Abril (Fig. 5.14).

A concentração da alimentação encontra-se dentro dos valores normais com exceção no mês de Maio (Fig. 5.12). A esta baixa concentração, corresponde o menor valor de sicidade obtido, 22%.

O funcionamento da desidratação da ETAR de Frielas foi o melhor do ponto de vista técnico, considerando aqueles que eram os objetivos propostos, tendo sido ambos os objetivos cumpridos, com o objetivo de sicidade a ser ligeiramente ultrapassado.

No entanto, um melhor desempenho da desidratação poderia ser obtido nesta FA. Durante a visita técnica à instalação, foi referido que, apesar de existirem três centrífugas, apenas uma funciona de cada vez, muitas vezes 24 horas por dia. Este modo de operação reduz os custos energéticos da ETAR, no entanto, operar duas centrífugas em cada turno de desidratação, poderia reduzir os caudais hidráulicos e mássicos afluentes ao equipamento e permitir obter melhores resultados, no que se refere à sicidade final da lama desidratada. No entanto, isto requereria um estudo à escala real, com custos energéticos incluídos, por forma a comparar o atual modelo de gestão com o proposto.

O funcionamento dos digestores para o período em estudo foi normal, com os valores de pH, alcalinidade, razão AGV/Alc, temperatura e TRH dentro do aconselhado (Tabelas 5.5 e 5.6). A redução de MV, exceto durante os meses de Maio e Junho, encontra-se dentro dos valores normais. A relação MV/MS à saída dos digestores (entrada da desidratação) é a mais baixa de todas as ETAR, com uma média de 48% (Fig. 5.12).

Não parece existir qualquer relação entre o funcionamento dos digestores e o desempenho da desidratação.

Apesar de as centrífugas instaladas na ETAR de Frielas serem as que apresentam mais anos de funcionamento, a par das centrífugas da ETAR de Chelas, estas foram alvo de renovação em

2011, podendo a renovação ser o motivo pelo qual as centrífugas continuam a operar corretamente.

6.5 Fábrica de Água da Guia

O tratamento biológico da Guia, só é efetuado à água de reutilização, não tendo expressão a quantidade de lama biológica relativamente à quantidade de lama primária gerada na fase líquida, considerando-se que a ETAR da Guia desidrata lama primária anaerobiamente digerida, fora da época balnear, e lama primária físico-química anaerobiamente digerida, no decorrer da época balnear.

A variação do objetivo de sicidade é normal, considerando que na época balnear as características das lamas diferem das do resto do ano, essencialmente derivado da utilização de reagentes na fase líquida. Apesar da adição de sais de ferro poder melhorar a sicidade da lama desidratada, a adição de sais de alumínio deteriora a sicidade (EPA, 1979) (WEF, 2008) (Mano, 2017). Este pode ser o motivo pelo qual a sicidade na época balnear é menor, ao contrário do que ocorre quando se adiciona somente cloreto férrico, a adição de polihidroxicloreto de alumínio pode efetivamente deteriorar a etapa de desidratação. Fora da época balnear, as lamas geradas na FL são maioritariamente primárias, sem adição de reagentes, sendo provavelmente esse o motivo de a Guia ter como objetivo de sicidade para a época não balnear 29%.

A curva do consumo de polieletrólito acompanha a curva de lamas produzidas na ETAR, significando que o doseamento é efetuado de acordo com as lamas a desidratar. A ETAR da Guia apresenta a menor variação de doseamento de floculante (mínimo e máximo) de todas as ETAR em estudo (Tabela 5.13). No entanto o doseamento de polieletrólito encontra-se ligeiramente elevado, tanto de acordo com o objetivo proposto como do descrito na literatura, 4 a 6 kg/tMS (Fig. 5.18). Em nenhum mês se cumpriu o objetivo de doseamento, com uma média ao longo do período em estudo de 7,2 kg/tMS. Isto poderá estar relacionado com a adição de polímero aniónico na fase líquida, que poderá estar a aumentar as dosagens de polieletrólito na desidratação. Apesar de o objetivo proposto se encontrar dentro do descrito na literatura, a adição de polímero aniónico deve ser considerada na definição de futuros objetivos.

O funcionamento dos digestores ao longo do período em estudo foi normal, com exceção dos meses de Agosto e Setembro em que a redução de MV se encontrou ligeiramente abaixo do esperado (Tabelas 5.7 e 5.8). A estes dois meses corresponde a maior concentração de MS da lama digerida (Fig. 5.16). A concentração da lama digerida varia significativamente ao longo do período em estudo, e fora da época balnear, encontra-se abaixo dos 2% (Fig. 5.16). Este acontecimento é curioso, sobretudo porque a adição de reagentes que ocorre na época balnear deveria diminuir a concentração das lamas (Mano, 2017), mas, no entanto, isto não se verifica.

Esta situação pode ser explicada por a Guia apresentar na fase sólida, centrífugas para o espessamento de lamas, que, sendo idênticos aos equipamentos utilizados na desidratação potenciam um desempenho idêntico. Ou seja, no decorrer da época balnear, com a utilização de

reagentes na fase líquida, a operação de espessamento está a ser mais eficaz, na medida em que a concentração das lamas mistas espessadas é superior. Consequentemente, a concentração de MS nas lamas mistas digeridas deverá ser superior também, facto que se verifica. Pode-se observar ainda que, quanto maior a concentração da alimentação, menor as sidades obtidas (Figuras 5.16 e 5.17).

As centrífugas da Guia são as que apresentam uma maior força centrífuga relativa à velocidade nominal e o maior binário redutor. Estas são também as mais recentemente adquiridas entre todas as ETAR (2008), sendo expectável que apresentem um melhor desempenho só por este facto. Em sinergia com a idade do equipamento está o tipo de lama a desidratar, apenas primária anaerobiamente digerida – ou primária físico-química na época balnear – que apresenta maior potencial de desidratação comparativamente a lamas mistas anaerobiamente digeridas.

O objetivo de sidade foi cumprido em média, tanto na época balnear, 25,7%, como fora da época balnear, 29%, com uma média ao longo do período em estudo de 27,3%, podendo-se afirmar, que o desempenho da desidratação foi positivo, apesar das dosagens de floculante ligeiramente elevadas em relação ao objetivo.

6.6 Fábrica de Água de São João da Talha

Apesar de a adição de cloreto férrico, no decorrer da fase líquida, reduzir a concentração das lamas sedimentadas, derivado de um aumento de volume (Mano, 2017), a realidade é que a adição de cloreto férrico aumenta o potencial de desidratação (WEF, 2008).

Em concordância com o descrito para Frielas, o elevado doseamento proposto para a ETAR de São João da Talha, segundo maior, 9kg/tMS, poderá estar associado ao doseamento de polímero aniónico na FL.

É importante referir que a ETAR de São João da Talha passou da utilização de polímero fornecido em pó para polímero fornecido em emulsão ao longo do período de estudo, desde Novembro de 2017, e apesar de se apresentar o objetivo de doseamento de floculante, 9 kg/tonMS, este era de quando o floculante era fornecido em pó.

A ETAR de São João da Talha recebe cargas, tanto de SST como de CBO₅ muito elevadas (Tabela A1.13), relacionados com a descarga de indústrias, que representam cerca de metade do caudal afluente à ETAR. Por esse motivo, apesar de tratar cerca de 25% do caudal afluente comparativamente à ETAR de Chelas, a quantidade de lamas mistas espessadas produzidas é semelhante nas duas ETAR.

Pode-se observar que, apesar do uso de floculante em emulsão, não existiu um aumento significativo de sidade na lama desidratada (Fig. 5.21). Por outro lado, o polieletrólito fornecido em emulsão exige dosagens bastante superiores às dosagens de polieletrólito fornecido em pó, podendo até ser desvantajoso do ponto de vista técnico-económico. Não aumentando a sidade final, o custo de transporte a destino final não diminui, ao mesmo tempo que, o aumento de

custos associados a floculantes pode aumentar significativamente. Por outro lado, a ETAR de São João da Talha tem uma forte componente industrial, e, por esse motivo, talvez se justifique a utilização de polímero fornecido em emulsão (Figueiredo, 2019).

É de realçar que, no mês de Dezembro, um mês após o início da utilização de polímero em emulsão, registou-se a maior concentração de SST nas escurências, 3500 mg/l. Nos meses de Maio e Junho, o consumo de polieletrólito foi bastante menor em comparação com os outros meses em que se utilizou polímero em emulsão e mesmo inferior aos meses de polímero em pó, não havendo justificação para tal. Mesmo assim, a sicidade não se deteriorou, e com exceção para o mês de Março, foram os melhores valores registados para a clarificação das escurências, 200 mg/l (Fig. 5.23).

O funcionamento da digestão foi normal, não havendo nada a referir. O pH, razão AGV/Alc e a temperatura mantiveram-se sempre dentro dos intervalos recomendados (Tabela 5.9). Com exceção dos meses de Agosto e Setembro em que a redução de MV deu valores negativos, no restante período em estudo a redução de MV encontra-se dentro do intervalo aconselhado (Tabela 5.10). É de notar que a estes dois meses correspondem as maiores cargas de entrada na ETAR de São João da Talha, podendo ou não estar relacionados (Tabela AI.21).

A ETAR de São João da Talha tem problemas operacionais relacionados com intrusão salina, que pode resultar num aumento de catiões de sódio, que diminuem a capacidade de sedimentação e o potencial de desidratação (Christensen *et al.*, 2015).

A sicidade média para a ETAR de São João da Talha foi de 20,3%, cerca de dois pontos percentuais abaixo do objetivo. O valor mais baixo de sicidade obtido ao longo do período em estudo registou-se em Agosto, 16,8%, quando ainda era utilizado polímero fornecido em pó (Fig. 5.21).

6.7 Fábrica de Água de Vila Franca de Xira

O objetivo de sicidade para a ETAR de Vila Franca de Xira é o mais alto de todas as ETAR a desidratar lamas mistas anaerobiamente digeridas em estudo, não contabilizando a ETAR da Guia, em que as lamas originadas no tratamento biológico não têm expressão, considerando-se como apenas primárias.

As sidades ao longo do período em estudo encontram-se sempre abaixo do objetivo, com um máximo registado em Julho, 24,4%, e uma média de 20,2% (Fig. 5.26).

De Novembro a Março, observa-se uma diminuição da sicidade da lama desidratada, que corresponde aos menores valores registados no período em estudo. A acompanhar a diminuição da sicidade está uma diminuição da redução de MV e do TRH no digestor (Tabela 5.12). Ainda neste período, registam-se os maiores valores de MS e MV na lama digerida (Fig. 5.25).

Mais especificamente, para os meses de Dezembro e Janeiro, encontram-se os menores valores de redução de MV, 25% e 32% respetivamente. Pode-se notar que a estes meses de menor

redução de MV está associado às menores sidades obtidas para o período em estudo, 17% em Dezembro e 16,3% em Janeiro. Ao mês de maior consumo de floculante, 675 kg, e maior doseamento, 12,4 kg/tMS (Fig. 5.27), corresponde também o menor valor de sidade obtido.

A digestão da ETAR de Vila Franca de Xira funcionou dentro do normal para os parâmetros pH, razão AGV/Alc e temperatura (Tabela 5.11).

A concentração da alimentação encontra-se sempre abaixo do descrito na literatura. No entanto, pode-se observar uma tendência entre a concentração da alimentação e as sidades obtidas, em que, quanto menor a concentração da alimentação, maior é o valor de sidade registado ($r^2 = 0,62$). Isto poderá estar relacionado com a adição de cloreto férrico que, apesar de diminuir a concentração das lamas, dosagens superiores poderão contribuir para um aumento do desempenho da desidratação (USEPA, 1979b).

6.8 Comparação dos resultados obtidos

A análise da operação de desidratação de várias ETAR é complexa. Primeiro, devido ao substrato que aflui a cada ETAR diferir significativamente, o que vai determinar que mesmo em ETAR com a mesma configuração, a etapa de desidratação se comporte de maneira diferente, devido às características das lamas diferirem significativamente.

Segundo, porque todas as ETAR em estudo apresentam afluentes, configurações e modos de operação distintos. Comparar os resultados obtidos ou referenciar uma como melhor não é o mais correto, apesar de cinco das seis ETAR em estudo desidratarem lamas mistas anaerobiamente digeridas. No entanto, existem ETAR que estão a funcionar de acordo com o descrito na literatura e de acordo com os objetivos propostos.

Por último e em sinergia com os dois primeiros pontos, a desidratação é uma operação que se encontra no fim de um longo conjunto de operações e processos, em que pequenas variações ao longo do percurso se refletem, de maneira positiva ou negativa, nesta operação.

O aspeto mais relevante é o da concentração da alimentação. Apesar de na literatura estar referenciado que a alimentação da desidratação mecânica com recurso a uma centrífuga se deve encontrar entre os 2 e os 4%, este facto não se verifica em todas as ETAR em estudo, sendo cumprido na totalidade pela ETAR de Frielas, que, considerando aqueles que eram os objetivos a atingir, foi a ETAR com o melhor desempenho ao longo de período em estudo. Por outro lado, a outra ETAR que se mantém no intervalo referenciado na literatura ao longo de todo o período em estudo é a ETAR de Chelas, que não obteve bons resultados relativamente ao objetivo de sidade. A ETAR de Vila Franca de Xira apenas atinge este intervalo por uma vez, e a sidade obtida nesse mês corresponde à menor sidade obtida ao longo do período em estudo, existindo mesmo uma correlação negativa considerável entre a concentração da alimentação e a sidade. No entanto, no caso da ETAR de Vila Franca de Xira, este facto pode ser resultado da adição de

cloreto férrico em dosagens superiores, que diminuem a concentração da lama a desidratar, mas que, aumentam o potencial de sicidade final na desidratação.

Relativamente à TC, as centrífugas da ETAR de Beirolas são do tipo D4LL, que como referido anteriormente, deveriam apresentar TC superiores às D4L, no entanto isso não se verifica, com as ETAR de Chelas e São João da Talha (D4L), a apresentarem TC superiores. Este facto tem maior importância para o caso da ETAR de Chelas, que utiliza polieletrólito fornecido em pó, exatamente o mesmo da ETAR de Beirolas ao longo do período em estudo, ao contrário da ETAR de São João da Talha, que utiliza polieletrólito fornecido em emulsão, que apresenta melhores rendimentos independentemente do equipamento.

Estes aspetos podem ainda ser observados na comparação das TC calculadas para Beirolas, Chelas e SJT, em que, as ETAR de São João da Talha e de Chelas apresentam TC mais constantes e superiores às de Beirolas. A TC da ETAR de São João da Talha é a mais alta, com uma média de 97%, e demonstra que a utilização de floculante fornecido em emulsão apresenta melhor rendimento comparativamente ao floculante fornecido em pó.

Ainda em relação à taxa de captura, os resultados obtidos podem não ser representativos da realidade, devido às análises laboratoriais aos sólidos das escorrências diferirem das de lamas a desidratar e desidratadas. As escorrências são analisadas relativamente aos SST, devido ao facto de que na operação, mais importante que a taxa de captura, é a carga que retorna à entrada da ETAR, medida em SST. Ou seja, quando é aplicada a equação 6, para o cálculo da TC, foi assumido que a concentração de SST era igual à concentração de MS na aplicação da fórmula, que pode originar resultados abaixo dos reais.

Não foi encontrada, para nenhuma das ETAR em estudo, uma correlação entre o doseamento de polieletrólito e a sicidade final, confirmando que o condicionamento com polieletrólito pode influenciar mais a taxa de captura do que a sicidade final (Andreoli *et al.*, 2007).

Para a ETAR de Chelas, após uma análise mais detalhada, e se efetivamente se verificar que o doseamento de polieletrólito não está a influenciar as sidades obtidas, baixar a dosagem de polieletrólito, em detrimento de uma clarificação das escorrências superior poderá ser uma boa forma de reduzir custos operacionais associados ao polieletrólito. No caso de SJT, devido às altas cargas que afluem à ETAR, esta opção poderá não ser tão linear.

Outro método para diminuir o uso de floculante na desidratação poderá passar por aumentar a eficiência da digestão. Apesar de tempos de retenção hidráulico no digestor menores serem suficientes para a redução de MV, tempos de retenção hidráulico superiores podem resultar em dosagens de polieletrólito mais reduzidas, reduzindo os custos de operação da desidratação (WEF, 2008) (Houghton *et al.*, 2000) (Lawler *et al.*, 1986). Ainda sobre a redução de MV, uma menor redução de MV pode estar associada a uma maior fração de LS na lama mista (WEF, 2017). A concentração da alimentação ao digestor deve rondar os 4 a 6%, que com exceção da ETAR da Guia, não ocorre em nenhuma ETAR em estudo, com exceção das ETAR de Chelas e Frielas pontualmente.

As ETAR de Beirolas e Chelas apresentam não só as sidades mais baixas de todas as ETAR, mas também, não contabilizando a ETAR de São João da Talha que utiliza polieletrólito fornecido em emulsão, os doseamentos mais elevados de floculante. No caso específico de Chelas, não há justificação para as sidades obtidas. A justificação para as dosagens da ETAR de Chelas serem tão elevadas está relacionada com um erro de registo, em que os consumos de polieletrólito são referentes a toda a instalação e não apenas referentes à desidratação – facto confirmado junto da responsável da instalação.

Os doseamentos elevados da ETAR de São João da Talha devem-se à troca de polímero fornecido em pó para polímero fornecido em emulsão. Mais ainda, foi confirmado, que tal como em Chelas, alguns registos de consumo de polieletrólito na desidratação podem estar sobrelevados devido à incorporação de consumo de polieletrólito na flotação de lamas biológicas, no período em que era utilizado floculante em pó, e na decantação primária para o período após a troca para emulsão.

Da avaliação efetuada, as ETAR de Beirolas, Chelas, Guia, São João da Talha e Vila Franca de Xira estão a funcionar abaixo do previsto. A ETAR de Beirolas, apesar de estar a funcionar abaixo do previsto, necessita de balizar os objetivos de acordo com os resultados atingidos. A ETAR da Guia deve, também, definir novos objetivos de dosagem de floculantes, devido à utilização de polímero aniónico na fase líquida. No entanto, tanto na época balnear como fora da época balnear, os objetivos de sidade foram cumpridos. A ETAR de São João da Talha alterou o polieletrólito, de pó para emulsão, significando isto que os resultados não são comparáveis com o objetivo definido para o doseamento de floculante, não se sabendo o conteúdo de matéria ativa do floculante fornecido em emulsão. Apesar disto, não se verificou um aumento significativo, pelo menos no período em estudo, da sidade da lama desidratada. A ETAR de Vila Franca de Xira apesar de não ter cumprido o objetivo de sidade, superou apenas ligeiramente o doseamento de floculante. A ETAR de Frielas, apesar das oscilações ao longo do ano, atingiu, em média, tanto o objetivo de sidade como o de doseamento de polieletrólito

Considerando aqueles que eram os objetivos de sidade e doseamento de floculantes, a ETAR que apresenta o melhor desempenho é a de Frielas. A ETAR com o pior desempenho é a de Chelas.

7 Conclusão

Do trabalho realizado, as principais conclusões incluem,

- De um modo geral, não se encontraram relações entre o doseamento de floculante e as sidades registadas, e, em alguns casos, ao maior valor de sidade registado, corresponde os menores valores de doseamento;
- As características e idade dos equipamentos aparentam influenciar o desempenho da desidratação, principalmente no caso específico de Chelas, em que, para além de ser um dos equipamentos mais antigos, é também o que atinge menor força centrífuga relativa;
- Confirma-se o facto, bem documentado na literatura, de que as lamas primárias anaerobiamente digeridas têm um maior potencial de desidratação do que as lamas mistas anaerobiamente digeridas;
- A digestão anaeróbia parece influenciar parcialmente a etapa de desidratação, sobretudo a temperatura dos digestores, a redução de matéria volátil e o tempo de retenção hidráulico, não se observando alterações no desempenho da desidratação relacionadas com o pH, os AGV e a alcalinidade – nem com a razão AGV/Alc;
- De modo a otimizar a etapa de desidratação, seria útil fixar os caudais, hidráulicos e mássicos, afluentes a cada centrífuga, por forma a manter um tempo de residência no equipamento, e deste modo definir quando pode funcionar só um equipamento ou se o de reserva tem de arrancar. Este aspeto só é possível, mediante um estudo técnico-económico que englobe, não só os resultados de sidade, doseamento de floculante e taxa de captura, mas também considerando o consumo energético de uma ou mais centrífugas a funcionar;
- É de referir que os dados trabalhados são dados analíticos e de operação, significando isto que estão sujeitos ao bom funcionamento de equipamentos como caudalímetros e, ao erro humano, desde o momento de amostragem até à divulgação de resultados. Ainda associado aos cudais, muitos caudalímetros sem registo automático são registados pelos próprios operadores, em que, uma má leitura ou introdução incorreta dos dados no sistema, pode adulterar os resultados derivado do tratamento destes dados, não significando que possa comprometer a operação.

8 Referências Bibliográficas

Abu-Orf, M., Muller, C. Park, C., Novak, J.T. (2004). Innovative technologies to reduce water content of dewatered municipal residuals. *Journal of Residuals Science & Technology*, 1(2), 83–91. Retrieved from <http://www.environmental-expert.com/Files/9256/articles/5806/Innovative.pdf>.

Abu-Orf, M., Nese, P., Suchodolski, W. (2008). Belt Filter Press Produces Similar Performance to Centrifugation: Side-By-Side Dewatering Results from three Anaerobic Digested Biosolids. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2008(3), 527-541. DOI: 10.2175/193864708788806647.

Alpha Laval. (2018). Alfa Laval ALDEC G3 decanter centrifuge: Maximum performance, minimum environmental impact. Consultado a 26-09-2018 em, <https://www.alfalaval.com/globalassets/documents/products/separation/centrifugal-separators/decanter/alfa-laval-aldec-g3-decanter-product-leaflet.pdf>.

An, D., Wang, T., Zhou, Q., Wang, C., Yang, Q., Xu, B., Zhang, Q. (2017). Effects of total solids content on performance of sludge mesophilic anaerobic digestion and dewaterability of digested sludge. *Waste Management*, 62, 188–193. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.042>.

Andreoli, C. V, Sperling, M. von, Fernandes, F. (2007). *Biological Wastewater Treatment Series*, volume six: *Sludge Treatment and Disposal*. London: IWA Publishing.

Andritz. (2018). Separation: efficient sludge thickening and dewatering for the environment industry. Decanter centrifuge D. Consultado a 26-09-2018 em, <https://www.andritz.com/resource/blob/13684/76a3d1cd46beca2f01b6fc55a1d4fac5/se-d-type-decanter-data.pdf>.

Anlauf, H. (2007). Recent developments in centrifuge technology. *Separation and Purification Technology*, 58(2), 242–246. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.05.012>.

Bell, D., Brunner, K.-H. (1983). Method for the evaluation of floc break-up in centrifuges. Consultado a 23-11-2018 em, https://www.researchgate.net/publication/316584674_METHOD_FOR_THE_EVALUATION_OF_FLOC_BREAK-UP_IN_CENTRIFUGES.

Bell, G. (2013). Analysis and Development of a Decanter Centrifuge Power consumption analysis, development of a composite bowl, and feed accelerator analysis (Tese de Doutoramento). Obtido em <https://ir.canterbury.ac.nz/handle/10092/8678>.

Bell, G., Pearse, J. (2016). Experimental and computational analysis of the feed accelerator for a decanter centrifuge. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part E: Journal of Process Mechanical Engineering*, 230(2), 97–110. DOI: <https://doi.org/10.1177/0954408914539940>.

Benisch, M., Schauer, P., Neethling, J. (2014). Improving Dewaterability of Digested Sludge from EBPR Facilities. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2014(2), 1–24. <https://doi.org/10.2175/193864714816196970>.

Bolto, B., Gregory, J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Research*, 41(11), 2301–2324. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.012>.

Bruus, J. H., Nielsen, P. H., Keiding, K. (1992). On the stability of activated sludge flocs with implications to dewatering. *Water Research*, 26(12), 1597-1604.

C. Silva, J. Saldanha Matos, M.J. Rosa. (2016). Performance indicators e indices of sludge management in urban wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 184(2), 307-317. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.056>.

Chen, W. (2013). Optimization of Sludge Dewatering Through Pretreatment, Equipment Selection, and Testing. *Drying Technology*, 31(2), 193–201. <https://doi.org/10.1080/07373937.2012.723658>.

Christensen, M. L. ykkegaard, Keiding, K., Nielsen, P. H., Jørgensen, M. K. (2015). Dewatering in biological wastewater treatment: A review. *Water Research*, 82, 14–24. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.019>.

Corner-Walker, N. (2000). The dry solids decanter centrifuge: Capacity scaling. *Filtration & Separation*, 37(4), 28-32. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(00\)88850-3](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(00)88850-3).

Corner-Walker, N., Records, F.A. (2000). The dry solids decanter centrifuge: Conveyor torque and differential. *Filtration & Separation*, 37(8), 18-23. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(00\)80073-7](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(00)80073-7).

Day, N. (2005). Centrifuge focus: Evaluation, testing and optimisation. *Filtration and Separation*, 42(6), 22–24. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(05\)70588-7](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(05)70588-7).

Dentel, S. (1997). Evaluation and role of rheological properties in sludge management. *Water Science and Technology*, 36(11), 1–8. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00662-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00662-8).

Dentel, S. (2001). Conditioning, thickening, and dewatering: Research update/research needs. *Water Science and Technology*, 44(10), 9-18. DOI: 10.2175/193864701785018750.

Drury, D., Berch, C., Lee, R., Arjunan-Lee, S., Baker, C. (2002). Comparison of belt press vs. centrifuge dewatering characteristics for anaerobic digestion. *Proceedings of the Water Environment Federation*. 2002(9). 123-130. DOI: 10.2175/193864702784162642.

Dube, P. (2018). Understanding the effects of nutrient removal on dewatering. Consultado a 28-11-2018, de <http://www.hwea.org/index.php/hweamedia/hwea-articles/summer-2018/346-understanding-the-effects-of-nutrient-removal-on-dewatering>.

Erdinciler, A., Vesilind, P.A. (2003). Effect of Sludge Water Distribution on the Liquid–Solid Separation of a Biological Sludge. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 38(10), 2391-2400. DOI: 10.1081/ESE-120023439

Figueiredo, D. (2019). Comunicação Pessoal.

Foundation for Applied Water Research (STOWA). (2017). Characterization of polyelectrolytes for sludge dewatering, report nº 24. Disponível em, <https://www.stowa.nl/publicaties/characterization-polyelectrolytes-sludge-dewatering>

GEA. (2018). GEA waterMaster: Energy consumption reduced by up to 50%. Consultado a 26-09-2018 em, https://www.gea.com/en/binaries/gea-watermaster-energy-consumption-reduced-by-up-to-50_tcm11-23340.pdf.

Girault R., Tosoni, J., Reverdy, A-L., Richard, M., Baudez, J-C. (2014). Déshydratation mécanique des boues d'épuration: Etat des lieux des filières en France métropolitaine. Consultado a 12-12-2018, em <https://epnac.irstea.fr/wp-content/uploads/2017/03/deshydratation-des-boues-onema-2014.pdf>.

Gomes, L. (2018). Comunicação Pessoal.

Goss, T., Stitt, B., Moncholi, M., Abu-Orf, M., Diaz, I. (2017). Piloting to Establish Performance Criteria at Miami's South District WWTP. *Proceedings of the Water Environment Federation, Residuals and Biosolids 2017*(1), 613-632. DOI: <https://doi.org/10.2175/193864717821495636>.

Hanson, J., Moll, R., Patrick, D. (2005). *Proceedings of the Water Environment Federation, Technology 2005*, pp. 726-739(14) DOI: <https://doi.org/10.2175/193864705783977466>.

Hasan, M., Zhang, Q., Riffat, R., Al-Omari, A., Murthy, S., Higgins, M., De Clippeleir, H. (2017). Evaluation of Dewatering Characteristics of Wastewater Sludge from Different Treatment Processes. *IWA Specialist Conference on Sludge Management*.

Havrin, R. (2016). The comparison and selection of separations equipment for the municipal industry (Centrifuges versus Belt Filters). Consultado a 19-10-2018, em <http://centrisys.com/sites/all/themes/theme549/downloads/Centrifuges-vs-Belt-Filters.pdf>.

Héritier, P., Roux, J. C., Dieudé-Fauvel, E. (2016). Impact of sludge mechanical behavior on spatial distribution parameters obtained with centrifugal spreader: Preliminary study. *Engineering in Agriculture, Environment and Food*, 9(3), 242–249. <https://doi.org/10.1016/j.eaef.2016.01.003>.

Herwijn, A. J. M. (1996). Fundamental aspects of sludge characterization. Eindhoven: Technische Universiteit Eindhoven DOI: 10.6100/IR458461.

Higgins, M., Beightol, S., Mandahar, U., Suzuki, R., Xiao, S., Lu, H.-W., Le, T., Mah, J., Pathak, B., DeClippeleir, H., Novak, J., Al-Omari, A., Murthy, S. (2017). Pretreatment of a primary and secondary sludge blend at different thermal hydrolysis temperatures: Impacts on anaerobic digestion, dewatering and filtrate characteristics. *Water Research*, 122, 557-569. DOI: 10.1016/j.watres.2017.06.016.

Higgins, M., Bott, C., Schauer, P., Beightol, S. (2014). Does Bio-P Impact Dewatering after Anaerobic Digestion? Yes, and not in a good way! *Proceedings of the Water Environment Federation, Residuals and Biosolids 2014*, 2, 1–11.

Higgins, M., Novak, J. (1997). The Effect of Cations on the Settling and Dewatering of Activated Sludges: Laboratory Results. *Water Environment Research*, 69, 215-224. DOI: 10.2175/106143097X125371.

Horan, N., Yaser, A. Z., Wid, N. (2018). *Anaerobic Digestion Processes: Applications and Effluent Treatment*. Singapore: Springer.

Houghton, J. I., Quarmby, J., Stephenson, T. (2000). The impact of digestion on sludge dewaterability. *Process Safety and Environmental Protection*, 78(2), 153–159. <https://doi.org/10.1205/095758200530547>.

Islander, R. (2012). Maximizing Centrifuge Dewatering Performance While Minimizing Power Consumption and CO2 Emissions. *Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC 2012: Session 31 through Session 40*, 2606-2613. DOI: <https://doi.org/10.2175/193864712811726455>.

IWA. (2015). *Sludge Management*. Consultado a 2-10-2018 em, <http://www.iwa-network.org/groups/sludge-management/>.

Jarvis, P., Jefferson, B., Gregory, J., Parsons, S.A. (2005). A review of floc strength and breakage. *Water Research*, 39(14), 3121-37. DOI: 10.1016/j.watres.2005.05.022.

Jin, B., Wilén, B. M., Lant, P. (2004). Impacts of morphological, physical and chemical properties of sludge flocs on dewaterability of activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, 98(1–2), 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2003.05.002>.

Kabouris, J., Gillette, R., Jones, T., Bates, B. (2005). Evaluation of belt filter presses, centrifuges, and screw presses for dewatering digested waste activated sludge at st. petersburg's water reclamation facilities. *Proceedings of the Water Environment Federation*. 2005(9). 6615-6635. DOI: 10.2175/193864705783815267.

Karr, P. R., Keinath, T. M. (1978). Influence of Particle Size on Sludge Dewaterability. *Source Journal (Water Pollution Control Federation)*, 50(8), 1911–1930. <https://doi.org/10.1016/j.jpedsurg.2014.02.052>.

Klinksieg, K., Moshage, U., Dichtl, N. (2007). Rheology and dewaterability of municipal sewage sludge. Disponível em, <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsaar/cdlodos/pdf/rheologyanddewaterability149.pdf>.

Kopp, J. (2016). Dewaterability of Sewage Sludge from WWTP Portland (USA). Obtido em [ftp://ftp02.portlandoregon.gov/BES/E10365%20Solids%20Handling%20Improvements/E10365/Dewatering%20Test%20Results/No%20Dredging,Dry%20Season/KBKopp%20DS\(A\)%20Portland%202016%20Oct%20blended%20and%20TWAS.pdf](ftp://ftp02.portlandoregon.gov/BES/E10365%20Solids%20Handling%20Improvements/E10365/Dewatering%20Test%20Results/No%20Dredging,Dry%20Season/KBKopp%20DS(A)%20Portland%202016%20Oct%20blended%20and%20TWAS.pdf).

Kopp, J., Dichtl, N. (2000). The Influence of Free Water Content on Sewage Sludge Dewatering, 347 - 356 em Hahn, H., Hoffmann, E., Odegaard, H. (2000) *Chemical Water and Wastewater Treatment VI*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-642-59791-6>.

Lawler, D., Yoon, J., Shiaw-Jy, H., Barbara, H., (1986). Anaerobic Digestion: Effects on Particle Size and Dewaterability. *Water Pollution Control Federation*, 58, 1107-1117. DOI: 10.2307/25043143.

Leung, W. (2007). *Centrifugal Separations in Biotechnology*. 1st edition. Oxford: Elsevier

Leung, W., Shapiro, A. (1999). Dewatering of fine-particle slurries using a compound-beach decanter with cake-flow control. *Filtration & Separation*, 36(10), 49-56. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(99\)90087-3](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(99)90087-3).

Lotito, V., Spinosa, L., Mininni, G., Antonacci, R. (1997). The rheology of sewage sludge at different steps of treatment. *Water Science and Technology*, 36(11), 79–85. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00672-0](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00672-0).

Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J., Hoadley, A. F. A. (2013). Advances in mechanical dewatering of wastewater sludge treatment. In S. K. Sharma, R. Sanghi (Eds.), *Wastewater Reuse e Management* (pp. 253-303). Dordrecht: Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4942-9_9.

Mamais, D., Tzimas, A., Efthimiadou, A., Kissandrakis, J., Andreadakis, A. (2009). Evaluation of Different Sludge Mechanical Dewatering Technologies. *Journal of Residuals Science and Technology*, 6(1), 27–34.

Mano, A. P. (2017). Remoção de nutrientes em estações de tratamento de água residual urbana. *Sistemas de Tratamento de Águas Residuais e Efluentes Industriais*. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da FCT-UNL.

Marinetti, M., Ph, D., Malpei, F., Bonomo, L. (2009). Relevance of Expression Phase in Dewatering of Sludge. *Journal of Environmental Engineering*, 135(12), 1380–1387. Doi: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000089.

Metcalf & Eddy. (2004). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Fourth Edition. International Edition. New York: McGraw-Hill.

Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th Edition. New York: McGraw-Hill.

Meyer, T., Amin, P., Allen, D. G., Tran, H. (2018). Dewatering of pulp and paper mill biosludge and primary sludge. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(5), 6317–6321. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.09.037>.

Michaelides, S. (2004). Optimizing your sludge dewatering: Octopus a helping “arm.” *Filtration e Separation*, 41(7), 36–38. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(04\)00320-9](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(04)00320-9).

Mikkelsen, L. H., Keiding, K. (2002). Physico-chemical characteristics of full scale sewage sludges with implications to dewatering. *Water Research*, 36(10), 2451–2462. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00477-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00477-8).

Minaker, V. E. (1995). Prospects for future developments in screw- conveyor sedimentation centrifuges (decanters): a discussion. *Chemical and Petroleum Engineering*, 31, 3-4.

Moatamri, N. (2003). De l'analyse du pilotage d'un décanteur centrifuge à son instrumentation (Tese de Doutorado). Obtida em <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00003701/document>.

Moreira, M. (2019). Comunicação Pessoal.

Murthy, S., Higgins, M., Maas, N., Chen, Y-C., Troxell, J. (2004). WERF Phase 2: Factors affecting conditioning during dewatering- Influence of dewatering equipment. Proceedings of the Water Environment Federation. 2004. 367-375. DOI: 10.2175/193864704784137170.

Neyens, E., Baeyens, J., Dewil, R., De Heyder, B. (2004). Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering. Journal of Hazardous Materials, 106(2–3), 83–92. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2003.11.014>.

Novak, J. T. (2006). Dewatering of sewage sludge. Drying Technology, 24(10), 1257–1262. <https://doi.org/10.1080/07373930600840419>.

Novak, J. T. (2010). The role of organic colloids in dewatering. Drying Technology, 28(7), 871–876. <https://doi.org/10.1080/07373937.2010.490499>.

Novak, J. T., Abu-Orf, M. (2004). Conditioning and Dewatering of Digested Waste Activated Sludges. Journal of Residuals Science & Technology, 1(1), 45–51.

Novak, J. T., Sadler, M. E., Murthy, S. N. (2003). Mechanisms of floc destruction during anaerobic and aerobic digestion and the effect on conditioning and dewatering of biosolids. Water Research, 37(13), 3136–3144. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00171-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00171-4).

Novak, J., Agerbæk, M., Sørensen, B., Hansen, J. (1999). Conditioning, Filtering, e Expressing Waste Activated Sludge. Journal of Environmental Engineering. 125(9). 10.1061/(ASCE)0733-9372(1999)125:9(816).

Nowak, O. (2006). Optimizing the use of sludge treatment facilities at municipal WWTPs. Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 41(9), 1807–1817. <https://doi.org/10.1080/10934520600778986>.

Panter, K. (2009). Comparison of centrifuge and belt press for compressible digested sludge after thermal hydrolysis. Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC 2009: Session 91 through Session 100, 6220-6229(10). DOI: <https://doi.org/10.2175/193864709793957012>.

Pasol, L., Dousset, C., Huyghe, J. M., Krammer, G. (2010). New centrifuge pond level control system handles variable feeds. Filtration & Separation, 47(5), 18–21. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(10\)70209-3](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(10)70209-3).

Peeters, B. (2015). Wastewater Sludge Centrifugation Before Drying. *Chemical Engineering*, 122(4), 56-60.

Porter, J., Schmidt, D., Bullard, M. (2014). Proceedings of the Water Environment Federation, Residuals Biosolids 2014, 1-18(18), DOI: <https://doi.org/10.2175/193864714816196484>.

Qasim, S. R., Zhu, G. (2018) Wastewater Treatment and Reuse Theory and Design Examples, Volume 2: Post-Treatment, Reuse, and Disposal. 1st edition. Boca Raton: CRC Press.

Qasim, S.R. (1999). Wastewater Treatment Plants. Planning, Design and Operation. Boca Raton: CRC Press.

Rasmussen, H., Bruus, J. H., Keiding, K., Nielsen, P. H. (1994). Observations on dewaterability and physical, chemical and microbiological changes in anaerobically stored activated sludge from a nutrient removal plant. *Water Research*, 28(2), 417–425. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90279-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90279-8).

Records, A., Sutherland, K. (2001). Decanter Centrifuge Handbook. 1st edition. Oxford: Elsevier Science Ltd.

Reif, F., Stahl, W., Langeloh, T. (1990). Optimising decanter centrifuges. *Filtration and Separation*, 27(6), 408–410. [https://doi.org/10.1016/0015-1882\(90\)80533-Q](https://doi.org/10.1016/0015-1882(90)80533-Q).

Retter, E. A., Schilp, R. (1994). Solid-bowl centrifuges for wastewater sludge treatment. *Filtration and Separation*, 31(4). [https://doi.org/10.1016/0015-1882\(94\)80454-0](https://doi.org/10.1016/0015-1882(94)80454-0).

Rutberg, S., Bouikidis, C. D. (2014). Focusing on the fundamentals. Exploring the Evidence, Quantitative and Qualitative Research, 45(2), 209–214. <https://doi.org/10.1051/0004-6361/201731573>.

Saneamento da Costa do Estoril (n.d.). Subsistema da Guia.

Saneamento Integrado dos Municípios do Tejo e do Trancão (2009). Subsistema de Beirolas.

Saneamento Integrado dos Municípios do Tejo e do Trancão (2009). Subsistema de Chelas.

Saneamento Integrado dos Municípios do Tejo e do Trancão (2009). Subsistema de Frielas.

Saneamento Integrado dos Municípios do Tejo e do Trancão (2009). Subsistema de São João da Talha.

Saneamento Integrado dos Municípios do Tejo e do Trancão (2009). Subsistema de Vila Franca de Xira.

Sanin, F., Clarkson, W., Vesilind, P. A. (2011). *Sludge Engineering: The Treatment and Disposal of Wastewater Sludges*. Pennsylvania: DEStech Publications, Inc.

Sardinha, J. (2017). *Sistemas de desidratação mecânica de lamas. Equipamentos Eletromecânicos e Automação*. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da FCT-UNL.

Schaum, C. (2018). *Phosphorus: Polluter and Resource of the Future: Motivations, Technologies and Assessment of the Elimination and Recovery of Phosphorus from Wastewater*. IWA Publishing. Obtido em, <https://books.google.pt/books?id=cBthDwAAQBAJ>

Schwarz, N. (2011). *Selecting the Right Centrifuge - The Jargon Demystified*. <https://doi.org/10.1089/jwh.2012.3708>.

Sheng, G. P., Yu, H. Q., Li, X. Y. (2010). Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review. *Biotechnology Advances*, 28(6), 882–894. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.001>.

Shimp, G., Barnard, J., Bott, C. (2013) Seeking to Understand and Address the Impacts of Biological Phosphorus Removal on Biosolids Dewatering. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2013(9), 5668-5685. doi: 10.2175/193864713813716309.

Skinner, S. J., Studer, L. J., Dixon, D. R., Hillis, P., Rees, C. A., Wall, R. C., Cavalida, R., Usher, S.P., Stickland, A.D., Scales, P. J. (2015). Quantification of wastewater sludge dewatering. *Water Research*, 82, 2–13. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.045>.

SNF Floerger. (2005). *Sludge Dewatering*. Consultado a 14-11-2018, em <https://www.snf.us/wp-content/uploads/2014/08/Sludge-Dewatering-E.pdf>.

Spinosa, L., Vesilind, P.A. (2001). *Sludge into Biosolids: Processing, Disposal, Utilization*. London: IWA Publishing.

Suez Degremont. (2018). *Water Handbook*. Consultado em, <https://www.suezwaterhandbook.com>

Sutherland, K. (2009). Filtration e separation technology: What's new with centrifuges? *Filtration e Separation*, 46(3), 30–32. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(09\)70126-0](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(09)70126-0).

Svarovsky, L. (2000). Solid-Liquid Separation. 4th edition. Oxford: Butterworth-Heinemann.

To, V., Nguyen, T., Vigneswaran, S., Nghiem, L. Duc., Murthy, S., Bustamante, H., Higgins, M. (2016). Modified centrifugal technique for determining polymer demand and achievable dry solids content in the dewatering of anaerobically digested sludge. *Desalination and Water Treatment*, 57 (53), 25509-25519.

Turovskiy, I., Mathai, P. (2006). Wastewater Sludge Processing. New Jersey: John Wiley & Sons, Cop.

U.S. EPA. (1978). Operations manual: Sludge handling and conditioning.

U.S. EPA. (1979a). Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal.

U.S. EPA. (1979b). Chemical Primary Sludge Thickening and Dewatering.

U.S. EPA. (1987). Dewatering Municipal Wastewater Sludges: Design Manual.

U.S. EPA. (2000). Biosolids Technology Fact Sheet: Centrifuge Thickening and Dewatering.

Vaxelaire, J., Cézac, P. (2004). Moisture distribution in activated sludges: A review. *Water Research*, 38(9), 2214–2229. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.02.021>.

Vesilind, P. A (1994). The role of water in sludge dewatering. *Water Environment Research*, 66(1), 4–11.

Wallace W.-F. Leung. (1998). Torque requirement for high-solids centrifugal sludge dewatering, *Filtration & Separation*, 35(9), 883-887. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(98\)80050-5](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(98)80050-5).

Water Environment Federation. (2008). Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants: Manual of Practice No. 11. 6th Edition. New York: McGraw-Hill. DOI: 10.1036/0071543678.

Water Environment Federation. (2017). Anaerobic Digestion 101. Consultado a 15-12-2018 em, <https://www.wef.org/globalassets/assets-wef/3---resources/online-education/webcasts/presentation-handouts/presentation-handouts---advanced-digestion-from-operators-perspective-11-2-17.pdf>.

Wingender J, Neu TR, Flemming H-C. (1999). What are bacterial extracellular polymeric substances. In: Wingender J, Neu TR, Flemming H-C. Microbial extracellular polymeric substances. Springer.

Zenz, D., Sawyer, B., Watkins, R. (1978). Evaluation of Dewatering Equipment for Anaerobically Digested Sludge Source. Water Pollution Control Federation, 50(8), 1965-1975.

Anexo I

Dados utilizados e resultados obtidos.

Tabela A.1.1 – Afluência à ETAR de Beirolas e características quantitativas e qualitativas das lamas mistas espessadas.

Ano	Entrada na ETAR					Lamas Mistas Espessadas		
	Mês	Nº de dias	Q (m³/mês)	[CBO5] (mg/l)	[SST] (mg/l)	[MS] L mistas (g/l)	[MV] L mistas (g/l)	Caudal L Mistas (m³/mês)
2017	Agosto	31	1 018 154	338	322	25,0	21,0	7 644
	Setembro	30	1 047 772	270	285	27,0	22,0	10 495
	Outubro	31	1 142 099	273	350	23,0	18,0	10 163
	Novembro	30	1 096 344	293	388	28,0	22,0	9 989
	Dezembro	31	1 095 445	287	415	27,0	22,0	12 173
2018	Janeiro	31	1 186 230	290	268	31,8	26,6	12 207
	Fevereiro	28	1 059 457	595	720	20,3	16,3	11 017
	Março	31	1 695 737	228	345	26,6	20,8	12 449
	Abril	30	1 425 050	250	330	31,4	24,8	8 886
	Maio	31	1 215 946	244	240	30,8	24,3	11 440
	Junho	30	1 161 979	290	305	30,3	24,5	10 074
	Julho	31	1 157 510	222	276	31,8	25,8	10 132

Tabela A.I 2 - Características qualitativas das lamas digeridas da ETAR de Beirolas.

Ano	Mês	Nº de dias	[MS] Lamas digeridas (g/l)					[MV] Lamas digeridas (g/l)				
			A	B	C	Média		A	B	C	Média	
2017	Agosto	31	15,5	11,0	-	13,3		14,5	11,0	-	12,8	
	Setembro	30	16,0	12,0	-	14,0		14,2	10,0	-	12,1	
	Outubro	31	14,7	10,0	-	12,3		13,3	9,0	-	11,2	
	Novembro	30	16,4	12,0	-	14,2		15,9	11,0	-	13,5	
2018	Dezembro	31	20,8	16,0	-	18,4		19,0	15,0	-	17,0	
	Janeiro	31	20,0	21,0	-	20,5		15,8	15,8	-	15,8	
	Fevereiro	28	20,8	20,3	-	20,5		16,3	15,8	-	16,0	
	Março	31	25,3	28,0	-	26,7		23,0	21,5	-	22,3	
	Abril	30	20,8	15,0	-	17,9		15,0	10,6	-	12,8	
	Maio	31	21,8	14,6	-	18,2		15,8	9,1	-	12,4	
	Junho	30	17,0	19,3	-	18,1		12,5	14,3	-	13,4	
	Julho	31	17,0	17,1	-	17,0		12,8	11,8	-	12,3	

Tabela A.1.3 - Funcionamento da desidratção da ETAR de Beirolas.

Desidratação							Floculante			
Ano	Mês	Nº de dias	Sicidade (%)	Objetivo (%)	MO lama desidratada (t/mês)	MS lama desidratada (t/mês)	SST Escorrências (mg/l)	Quantidade (kg/mês)	Doseamento (kg/tMS)	Objetivo (kg/tMS)
2017	Agosto	31	19,0	20	788	150	3 190	2 225	13,4	8,5
	Setembro	30	20,0	20	757	151	2 623	1 925	11,4	8,5
	Outubro	31	20,3	20	678	138	2 207	1 775	11,6	8,5
	Novembro	30	18,5	20	787	146	2 590	1 400	8,7	8,5
	Dezembro	31	17,5	20	852	149	2 683	1 925	11,6	8,5
2018	Janeiro	31	18,0	20	828	149	4 190	2 750	16,6	8,5
	Fevereiro	28	19,0	20	974	185	10 250	2 750	13,4	8,5
	Março	31	18,0	20	1 237	223	6 450	2 925	11,8	8,5
	Abril	30	18,0	20	879	158	4 658	1 775	10,1	8,5
	Maior	31	21,0	20	1 161	244	2 600	1 125	4,2	8,5
	Junho	30	17,0	20	1 034	176	2 975	3 000	15,4	8,5
	Julho	31	17,1	20	962	165	1 248	1 925	10,5	8,5

Tabela A.I 4 - Afluência à ETAR de Chelas e características quantitativas e qualitativas das lamas mistas espessadas.

Ano	Entrada na ETAR					Lamas Mistas Espessadas			
	Mês	Nº de dias	Q (m³/mês)	[CBO5] (mg/l)	[SST] (mg/l)	[MS] L mistas (g/l)	[MV] L mistas (g/l)	Caudal L Mistas (m³/mês)	
2017	Agosto	31	941 209	252	222	38,5	32,0	6 178	
	Setembro	30	913 794	295	248	33,5	27,3	6 341	
	Outubro	31	1 021 390	288	245	33,8	28,0	8 320	
	Novembro	30	1 009 046	306	244	29,9	23,3	9 449	
2018	Dezembro	31	990 270	273	215	49,5	35,2	8 942	
	Janeiro	31	1 102 783	226	195	38,4	32,8	5 223	
	Fevereiro	28	972 720	235	215	41,0	34,8	4 877	
	Março	31	1 578 706	188	180	35,5	29,5	5 246	
	Abril	30	1 258 083	218	205	36,6	30,8	5 688	
	Maiο	31	1 065 562	258	253	41,8	36,0	6 043	
	Junho	30	1 007 573	297	243	49,8	41,8	4 440	
	Julho	31	1 003 194	203	184	29,7	25,0	6 546	

Tabela A.1.5 - Características qualitativas das lamas digeridas da ETAR de Chelas.

Ano	Mês	Nº de dias	[MS] Lamas digeridas (g/l)				[MV] Lamas digeridas (g/l)			
			A	B	C	Média	A	B	C	Média
2017	Agosto	31	27,0	26,8	-	26,9	21,0	20,4	-	20,7
	Setembro	30	27,0	26,8	-	26,9	20,5	20,5	-	20,5
	Outubro	31	26,2	27,2	-	26,7	19,8	20,8	-	20,3
	Novembro	30	25,8	26,3	-	26,0	19,3	19,5	-	19,4
	Dezembro	31	30,8	29,3	-	30,0	24,3	23,3	-	23,8
2018	Janeiro	31	29,0	30,0	-	29,5	23,6	24,2	-	23,9
	Fevereiro	28	27,5	28,5	-	28,0	22,5	23,3	-	22,9
	Março	31	28,3	28,5	-	28,4	22,0	22,3	-	22,1
	Abril	30	26,4	26,6	-	26,5	20,8	20,8	-	20,8
	Maio	31	26,8	25,8	-	26,3	20,8	20,0	-	20,4
	Junho	30	28,5	28,3	-	28,4	21,8	21,0	-	21,4
	Julho	31	23,8	23,2	-	23,5	18,0	17,8	-	17,9

Tabela A.I 6 - Funcionamento da desidratção da ETAR de Chelas.

Ano	Desidratção										Floculante		
	Mês	Nº de dias	Sicidade (%)	Objetivo (%)	MO lama desidratada (t/mês)	MS lama desidratada (t/mês)	SST Escorrências (mg/l)	Quantidade (kg/mês)	Doseamento (kg/tMS)	Objetivo (kg/tMS)			
2017	Agosto	31	17,8	23	319	57	-	2 000	31,8	7,5			
	Setembro	30	17,8	23	408	73	-	2 200	27,3	7,5			
	Outubro	31	18,0	23	542	97	-	3 250	30,0	7,5			
	Novembro	30	18,5	23	527	97	-	3 375	31,2	7,5			
	Dezembro	31	17,8	23	530	94	-	3 575	34,2	7,5			
	Janeiro	31	17,0	23	897	153	0,358	3 850	22,7	7,5			
2018	Fevereiro	28	16,3	23	733	119	4,203	4 900	37,0	7,5			
	Março	31	15,3	23	889	136	3,050	6 075	40,3	7,5			
	Abril	30	15,2	23	938	142	1,752	4 425	28,0	7,5			
	Maiο	31	13,7	23	1 155	158	0,190	6 600	37,7	7,5			
	Junho	30	15,3	23	816	124	0,426	7 650	55,3	7,5			
	Julho	31	18,5	23	824	152	0,318	-	-	7,5			

Tabela A.1.7 - Afluência à ETAR de Frieiras e características quantitativas e qualitativas das lamas mistas espessadas.

Ano	Entrada na ETAR					Lamas Mistas Espessadas		
	Mês	Nº de dias	Q (m³/mês)	[CBO5] (mg/l)	[SST] (mg/l)	[MS] L mistas (g/l)	[MV] L mistas (g/l)	Caudal L Mistos (m³/mês)
2017	Agosto	31	1 253 460	288	425	39,2	26,6	13 702
	Setembro	30	1 344 360	287	424	34,5	24,0	15 763
	Outubro	31	1 442 040	371	538	36,4	23,0	19 431
	Novembro	30	1 526 320	294	410	32,8	22,0	17 402
	Dezembro	31	1 688 260	267	340	51,7	31,5	19 224
2018	Janeiro	31	1 764 980	300	370	51,4	33,0	17 733
	Fevereiro	28	1 457 320	320	350	41,7	28,7	14 044
	Março	31	1 892 983	280	260	27,7	18,0	12 093
	Abril	30	1 988 140	200	280	31,6	18,9	18 382
	Maior	31	1 657 920	320	420	35,0	23,5	17 243
	Junho	30	1 543 000	320	340	37,5	25,8	15 443
	Julho	31	1 461 040	320	360	33,2	23,4	14 359

Tabela A.I 8 - Características qualitativas das lamas digeridas da ETAR de Fielas.

Ano	Mês	Nº de dias	[MS] Lamas digeridas (g/l)					[MV] Lamas digeridas (g/l)				
			A	B	C	Média		A	B	C	Média	
2017	Agosto	31	32,7	41,5	21,2	31,8		16,0	22,3	14,0	17,4	
	Setembro	30	31,2	32,1	43,1	35,5		14,2	12,6	14,0	13,6	
	Outubro	31	38,5	48,5	30,3	39,1		17,0	13,8	13,0	14,6	
	Novembro	30	42,8	26,0	24,5	31,1		13,9	14,2	11,0	13,0	
	Dezembro	31	28,3	31,0	33,5	30,9		10,7	11,5	11,1	11,1	
	Janeiro	31	30,5	26,2	17,6	24,8		12,5	12,0	9,2	11,2	
2018	Fevereiro	28	21,9	28,2	26,1	25,4		11,3	15,8	10,7	12,6	
	Março	31	20,5	36,7	28,3	28,5		10,7	18,7	12,0	13,8	
	Abril	30	23,9	46,2	24,4	31,5		10,9	15,9	11,3	12,7	
	Maio	31	18,5	23,8	16,3	19,5		11,0	13,2	11,5	11,9	
	Junho	30	22,0	20,3	21,0	21,1		12,3	14,0	13,5	13,3	
	Julho	31	19,6	20,2	16,8	18,9		11,4	11,8	10,3	11,2	

Tabela A.I.9 - Funcionamento da desidratção da ETAR de Frielas.

Desidratação										Floculante		
Ano	Mês	Nº de dias	Sicidade (%)	Objetivo (%)	MO lama desidratada (t/mês)	MS lama desidratada (t/mês)	SST Escorrências (mg/l)	Quantidade (kg/mês)	Doseamento (kg/tMS)	Objetivo (kg/tMS)		
2017	Agosto	31	25,7	23	1 070	275	-	2 213	7,2	9,3		
	Setembro	30	22,8	23	1 150	262	-	3 100	10,6	9,3		
	Outubro	31	23,3	23	1 419	331	-	3 150	8,6	9,3		
	Novembro	30	25,3	23	1 180	299	-	3 075	9,3	9,3		
	Dezembro	31	24,3	23	1 135	276	-	2 550	8,3	9,3		
2018	Janeiro	31	22,4	23	1 073	240	-	2 688	10,1	9,3		
	Fevereiro	28	22,3	23	969	216	-	2 513	10,5	9,3		
	Março	31	24,7	23	827	204	-	1 425	6,3	9,3		
	Abril	30	22,5	23	937	211	-	2 625	11,2	9,3		
	Maio	31	22,0	23	1 069	235	-	2 775	10,6	9,3		
	Junho	30	24,0	23	1 088	261	-	2 925	10,1	9,3		
	Julho	31	25,2	23	1 138	287	-	2 925	9,2	9,3		

Tabela A.I 10 - Características quantitativas e qualitativas do afluente da ETAR da Guia e das lamas mistas espessadas.

Ano	Entrada na ETAR					Lamas Mistas Espessadas			
	Mês	Nº de dias	Q (m³/mês)	[CBO5] (mg/l)	[SST] (mg/l)	[MS] L mistas (g/l)	[MV] L mistas (g/l)	Caudal L Mistas (m³/mês)	
2017	Agosto	31	3 379 257	380	270	51,8	39,5	37 258	
	Setembro	30	3 410 476	400	390	53,1	40,5	37 389	
	Outubro	31	3 571 706	480	300	52,9	43,0	23 713	
	Novembro	30	3 664 649	470	270	49,1	39,9	24 499	
2018	Dezembro	31	3 855 612	490	270	49,7	40,4	23 946	
	Janeiro	31	4 171 596	480	260	44,6	38,8	23 525	
	Fevereiro	28	3 552 852	550	280	44,5	37,5	21 105	
	Março	31	6 972 847	520	170	38,0	29,0	14 827	
	Abril	30	6 101 792	410	170	43,3	36,7	16 318	
	Maio	31	4 437 616	390	320	54,0	43,0	27 379	
	Junho	30	3 975 431	400	310	56,0	45,0	21 373	
	Julho	31	3 973 143	440	330	68,0	53,5	22 342	

Tabela A.I.11 - Características qualitativas das lamas digeridas da ETAR da Guia.

[MS] Lamas digeridas (g/l)											[MV] Lamas digeridas (g/l)				
Ano	Mês	Nº de dias	A	B	C	Média	A	B	C	Média					
2017	Agosto	31	40,0	40,0	40,0	40,0	28,1	28,1	28,1	28,1					
	Setembro	30	40,0	40,0	40,0	40,0	28,1	28,1	28,1	28,1					
	Outubro	31	19,0	19,0	19,0	19,0	12,1	12,1	12,1	12,1					
	Novembro	30	19,0	19,0	19,0	19,0	12,1	12,1	12,1	12,1					
	Dezembro	31	19,0	19,0	19,0	19,0	12,1	12,1	12,1	12,1					
2018	Janeiro	31	15,0	16,0	15,0	15,3	9,5	10,3	9,8	9,9					
	Fevereiro	28	17,0	17,0	15,7	16,6	11,5	11,0	10,0	10,8					
	Março	31	17,0	18,0	17,0	17,3	10,5	12,0	10,5	11,0					
	Abril	30	16,5	18,3	18,7	17,8	10,2	11,0	12,3	11,2					
	Maiο	31	23,0	24,0	24,0	23,7	14,5	14,5	15,0	14,7					
	Junho	30	22,0	22,5	24,0	22,8	13,5	13,5	14,5	13,8					
	Julho	31	22,5	23,0	22,0	22,5	14,0	14,5	13,5	14,0					

Tabela A.I 12 - Funcionamento da desidratção da ETAR da Guia.

Ano	Desidratação							Floculante		
	Mês	Nº de dias	Sicidade (%)	Objetivo (%)	MO lama desidratada (t/mês)	MS lama desidratada (t/mês)	SST Escorrências (mg/l)	Quantidade (kg/mês)	Doseamento (kg/tMS)	Objetivo (kg/tMS)
2017	Agosto	31	22,0	25	3 066	675	-	5 750	7,7	5,5
	Setembro	30	26,6	25	3 846	1 023	-	8 400	7,4	5,5
	Outubro	31	27,0	25	2 544	687	-	5 275	6,9	5,5
	Novembro	30	27,0	29	1 845	498	-	4 700	8,5	5,5
	Dezembro	31	27,0	29	1 463	395	-	3 750	8,5	5,5
2018	Janeiro	31	29,0	29	1 228	357	-	3 350	8,5	5,5
	Fevereiro	28	29,3	29	1 114	327	-	2 625	7,2	5,5
	Março	31	31,5	29	903	284	-	2 025	6,4	5,5
	Abril	30	30,0	29	952	286	-	2 250	7,1	5,5
	Maior	31	27,5	25	2 443	672	-	4 150	5,6	5,5
	Junho	30	25,6	25	2 806	717	-	5 700	7,2	5,5
	Julho	31	25,4	25	2 740	696	-	4 550	5,9	5,5

Tabela A.I.13 - Afluência à ETAR de São João da Talha e características quantitativas e qualitativas das lamas espessadas.

Ano	Entrada na ETAR					Lamas Mistas Espessadas		
	Mês	Nº de dias	Q (m³/mês)	[CBO5] (mg/l)	[SST] (mg/l)	[MS] L mistas (g/l)	[MV] L mistas (g/l)	Caudal L Mistas (m³/mês)
2017	Agosto	31	270 705	1 117	1 195	18,5	12,7	7 489
	Setembro	30	299 950	1 155	1 208	22,7	17,8	6 868
	Outubro	31	302 235	1 101	964	23,8	18,8	7 354
	Novembro	30	311 052	1 082	822	26,0	20,5	7 265
	Dezembro	31	294 144	683	728	28,0	22,3	7 648
2018	Janeiro	31	305 751	604	436	16,7	13,0	5 517
	Fevereiro	28	286 045	690	433	29,8	24,3	4 920
	Março	31	406 807	720	325	26,5	21,8	6 750
	Abril	30	362 052	578	406	22,4	17,4	4 674
	Maio	31	322 829	822	498	22,0	17,8	5 542
	Junho	30	301 624	895	588	26,3	21,3	6 288
	Julho	31	266 830	812	546	12,3	9,5	5 546

Tabela A.I 14 - Características qualitativas das lamas digeridas da ETAR de São João da Talha.

Ano	Mês	Nº de dias	[MS] Lamas digeridas (g/l)					[MV] Lamas digeridas (g/l)				
			A	B	C	Média		A	B	C	Média	
2017	Agosto	31	30,3	30,3	-	30,3		21,5	21,5	-	21,5	
	Setembro	30	29,0	29,0	-	29,0		22,8	22,8	-	22,8	
	Outubro	31	22,4	22,4	-	22,4		15,8	15,8	-	15,8	
	Novembro	30	21,0	21,0	-	21,0		14,0	14,0	-	14,0	
2018	Dezembro	31	18,8	18,8	-	18,8		12,5	12,5	-	12,5	
	Janeiro	31	14,3	14,3	-	14,3		9,0	9,0	-	9,0	
	Fevereiro	28	18,5	18,5	-	18,5		12,5	12,5	-	12,5	
	Março	31	17,9	17,9	-	17,9		13,3	13,3	-	13,3	
	Abril	30	15,7	15,7	-	15,7		10,5	10,5	-	10,5	
	Maiο	31	16,2	16,2	-	16,2		11,1	11,1	-	11,1	
	Junho	30	15,6	15,6	-	15,6		10,5	10,5	-	10,5	
	Julho	31	11,3	11,3	-	11,3		6,0	6,0	-	6,0	

Tabela A.1.15 - Funcionamento da desidratção da ETAR de São João da Talha.

Desidratação										Floculante	
Ano	Mês	Nº de dias	Sicidade (%)	Objetivo (%)	MO lama desidratada (t/mês)	MS lama desidratada (t/mês)	SST Escorrências (mg/l)	Quantidade (kg/mês)	Doseamento (kg/tMS)	Objetivo (kg/tMS)	
2017	Agosto	31	16,8	22	443	74	-	2 300	27,9	9,0	
	Setembro	30	19,8	22	541	107	0,790	2 250	19,0	9,0	
	Outubro	31	20,3	22	550	111	0,304	1 692	13,7	9,0	
	Novembro	30	20,3	22	521	106	0,273	3 323	28,2	9,0	
	Dezembro	31	20,0	22	507	101	3,525	3 045	27,0	9,0	
2018	Janeiro	31	20,4	22	387	79	0,282	2 625	29,9	9,0	
	Fevereiro	28	21,3	22	429	91	1,248	3 255	32,1	9,0	
	Março	31	21,0	22	575	121	0,190	3 255	24,3	9,0	
	Abril	30	19,0	22	386	73	0,274	3 213	39,4	9,0	
	Maio	31	19,2	22	468	90	0,223	1 355	13,6	9,0	
	Junho	30	21,9	22	449	98	0,243	1 628	14,9	9,0	
	Julho	31	23,6	22	264	62	0,348	2 730	39,3	9,0	

Tabela A.I. 16 - Afluência à ETAR de Vila Franca de Xira e características quantitativas e qualitativas das lamas mistas

Ano	Entrada na ETAR					Lamas Mistas Espessadas			
	Mês	Nº de dias	Q (m³/mês)	[CBO5] (mg/l)	[SST] (mg/l)	[MS] L mistas (g/l)	[MV] L mistas (g/l)	Caudal L Mistas (m³/mês)	
2017	Agosto	31	197 801	164	198	24,3	17,8	2 007	
	Setembro	30	192 704	185	205	24,3	18,3	2 003	
	Outubro	31	213 423	178	195	22,3	16,6	2 374	
	Novembro	30	239 341	200	180	25,0	18,5	2 817	
	Dezembro	31	240 625	168	168	21,5	16,3	3 115	
2018	Janeiro	31	262 191	223	273	21,6	16,6	4 381	
	Fevereiro	28	247 067	258	208	24,0	18,5	3 016	
	Março	31	405 407	107	130	25,1	19,1	3 031	
	Abril	30	323 459	248	318	18,1	13,8	3 532	
	Maio	31	247 045	144	152	17,3	13,3	3 583	
	Junho	30	225 626	205	200	18,0	14,0	3 176	
	Julho	31	220 985	183	195	18,6	13,8	3 211	

Tabela A.1.17 - Características qualitativas das lamas digeridas da ETAR de Vila Franca de Xira.

Ano	Mês	Nº de dias	[MS] Lamas digeridas (g/l)				[MV] Lamas digeridas (g/l)			
			A	B	C	Média	A	B	C	Média
2017	Agosto	31	17,0	-	-	17,0	10,5	-	-	10,5
	Setembro	30	14,1	-	-	14,1	8,5	-	-	8,5
	Outubro	31	16,1	-	-	16,1	10,0	-	-	10,0
	Novembro	30	19,0	-	-	19,0	12,0	-	-	12,0
	Dezembro	31	20,0	-	-	20,0	14,0	-	-	14,0
2018	Janeiro	31	17,6	-	-	17,6	12,2	-	-	12,2
	Fevereiro	28	16,4	-	-	16,4	11,0	-	-	11,0
	Março	31	12,7	-	-	12,7	8,1	-	-	8,1
	Abril	30	12,9	-	-	12,9	8,3	-	-	8,3
	Maio	31	10,7	-	-	10,7	6,9	-	-	6,9
	Junho	30	10,8	-	-	10,8	6,5	-	-	6,5
	Julho	31	10,4	-	-	10,4	6,0	-	-	6,0

Tabela A.I 18 - Funcionamento da desidratção da ETAR de Vila Franca de Xira.

Ano	Desidratação						Floculante			
	Mês	Nº de dias	Sicidade (%)	Objetivo (%)	MO lama desidratada (t/mês)	MS lama desidratada (t/mês)	SST Escorrências (mg/l)	Quantidade (kg/mês)	Doseamento (kg/tMS)	Objetivo (kg/tMS)
2017	Agosto	31	18,8	25	150	28	-	225	7,2	7,0
	Setembro	30	22,0	25	150	33	-	200	5,5	7,0
	Outubro	31	22,0	25	100	22	-	200	8,2	7,0
	Novembro	30	17,8	25	125	22	-	200	8,1	7,0
	Dezembro	31	17,0	25	175	30	-	200	6,1	7,0
2018	Janeiro	31	16,3	25	299	49	-	675	12,4	7,0
	Fevereiro	28	17,8	25	325	58	-	500	7,8	7,0
	Março	31	18,5	25	251	46	-	200	3,9	7,0
	Abril	30	23,8	25	201	48	-	500	9,4	7,0
	Maio	31	23,0	25	225	52	-	475	8,3	7,0
	Junho	30	21,4	25	200	43	-	400	8,4	7,0
	Julho	31	24,4	25	200	49	-	400	7,4	7,0

Anexo II

Fichas de Reagentes.

ETAR de Beirolas, Chelas, Frietas e Vila Franca de Xira	FICHA DE DADOS TÉCNICOS AP 1000 P	Revisão: 26 / 10 / 2017 Pág. 1 de 1
--	--	--

INTRODUÇÃO

O AP 1000 P é um polímero catiónico em pó, de elevado peso molecular, que é aplicado com o objetivo de incrementar a eficiência de operações tais como sedimentação, clarificação, filtração em águas industriais e residuais bem como operações de espessamento e centrifugação de lamas.

DADOS TÉCNICOS

Aspeto e cor:	Pó Branco	
Densidade de carga:	Elevada	
Densidade aproximada:	0,68	
Peso molecular:	Alto	
Viscosidade (cps):	5 g/L	620
	2,5 g/L	320
	1,0 g/L	180
Granulometria:	% > 2 mm	2
	% < 0,15 mm	6
Concentração máxima de utilização (g/l):	5	
Concentração aconselhada de utilização (g/l):	3	
Estabilidade de uma solução em água desionizada (dias):	1	
Tempo de dissolução em água desionizada, a 5 g/l, a 25 °C (min):	120	

APLICAÇÃO E ARMAZENAMENTO

O nosso corpo técnico está disponível para efetuar ensaios laboratoriais de seleção do polímero e determinação dose mínima, necessários à obtenção da qualidade de tratamento pretendida. A nossa assistência técnica inclui a colaboração na aplicação e otimização do produto na instalação.

O AP 1000 P deve ser dissolvido em água antes de ser aplicado. Para preparar a solução é necessária uma boa dispersão do produto na água, agitando durante aproximadamente uma hora, para a solução atingir a maturação. Findo aquele tempo, a solução deve estar uniforme e viscosa.

O AP 1000 P, tal e qual, tem boas características de armazenamento. As temperaturas inferiores a 5 °C e superiores a 35 °C devem ser evitadas porque diminuem o tempo de vida do produto, que em condições normais é de 2 anos. Como o produto é higroscópico, após cada utilização a embalagem deve ser acondicionada bem fechada e em local seco.

TIPO DE EMBALAGENS

Sacos de polietileno:	25 kg
-----------------------	-------

CONTACTOS

Todas estas informações são dadas a título informativo. Não constituem nenhuma especificação, nem garantem a utilização do produto. A informação disponível nesta ficha, está baseada no nosso estado atual de conhecimento sobre o produto, e é dada de boa fé.

ETAR da Guia	FICHA DE DADOS TÉCNICOS AP 1450 P	Revisão: 26 / 10 / 2017 Pág. 1 de 1
--------------	--	--

INTRODUÇÃO

O AP 1450 P é um polímero catiónico em pó, de elevado peso molecular, que é aplicado com o objetivo de incrementar a eficiência de operações tais como sedimentação, clarificação, filtração em águas industriais e residuais bem como operações de espessamento e centrifugação de lamas.

DADOS TÉCNICOS

Aspeto e cor:	Pó Branco	
Densidade de carga:	Média	
Densidade aproximada:	0,80	
Peso molecular:	Elevado	
Viscosidade (cps):	5 g/L	600
	2,5 g/L	340
	1,0 g/L	140
Granulometria:	% > 2 mm	2
	% < 0,15 mm	6
Concentração máxima de utilização (g/l):	5	
Concentração aconselhada de utilização (g/l):	3	
Estabilidade de uma solução em água desionizada (dias):	1	
Tempo de dissolução em água desionizada, a 5 g/l, a 25 °C (min):	120	

APLICAÇÃO E ARMAZENAMENTO

O nosso corpo técnico está disponível para efetuar ensaios laboratoriais de seleção do polímero e determinação dose mínima, necessários à obtenção da qualidade de tratamento pretendida. A nossa assistência técnica inclui a colaboração na aplicação e otimização do produto na instalação.

O AP 1450 P deve ser dissolvido em água antes de ser aplicado. Para preparar a solução é necessária uma boa dispersão do produto na água, agitando durante aproximadamente uma hora, para a solução atingir a maturação. Findo aquele tempo, a solução deve estar uniforme e viscosa.

O AP 1450 P, tal e qual, tem boas características de armazenamento. As temperaturas inferiores a 5 °C e superiores a 35 °C devem ser evitadas porque diminuem o tempo de vida do produto, que em condições normais é de 2 anos. Como o produto é higroscópico, após cada utilização a embalagem deve ser acondicionada bem fechada e em local seco.

TIPO DE EMBALAGENS

Sacos de polietileno:	25 kg
-----------------------	-------

CONTACTOS

Todas estas informações são dadas a título informativo. Não constituem nenhuma especificação, nem garantem a utilização do produto. A informação disponível nesta ficha, está baseada no nosso estado atual de conhecimento sobre o produto, e é dada de boa fé.

ETAR de São João da Talha	FICHA DE DADOS TÉCNICOS AP 300 EM	Revisão: 26 / 10 / 2017 Pág. 1 de 1
---------------------------	--	--

INTRODUÇÃO

O AP 300 EM é um polímero catiónico em emulsão de elevado peso molecular, que é aplicado com o objetivo de incrementar a eficiência de operações tais como sedimentação, clarificação, filtração em águas industriais e residuais bem como operações de espessamento e centrifugação de lamas.

DADOS TÉCNICOS

Aspeto e cor:	Líquido viscoso esbranquiçado
Densidade de carga:	Elevada
Peso molecular:	Alto
Massa volúmica aparente:	1,00 – 1,10
Viscosidade (cps):	500 - 2000
Concentração máxima de utilização (g/l):	10
Estabilidade de uma solução em água desionizada (dias):	1
Viscosidade aprox. de uma solução contendo 5 g/l de matéria ativa (cps):	1900

APLICAÇÃO E ARMAZENAMENTO

O nosso corpo técnico está disponível para efetuar ensaios laboratoriais de seleção do polímero e determinação da dose mínima, necessários à obtenção da qualidade de tratamento pretendida. A nossa assistência técnica inclui a colaboração na aplicação e otimização do produto na instalação.

O AP 300 EM deve ser dissolvido em água antes de ser aplicado. Para preparar a solução é necessária uma forte agitação quando a emulsão entra em contato com a água. A maturação é rápida e a solução pode ser usada imediatamente, no entanto é preferível um tempo de maturação de cerca de 10 minutos.

O AP 300 EM, tal e qual, tem boas características de armazenamento. As temperaturas inferiores a 5 °C e superiores a 35 °C devem ser evitadas porque diminuem o tempo de vida do produto, que em condições normais é de 1 ano. A embalagem deve ser armazenada bem fechada e ao abrigo da luz solar, evitando oscilações de temperatura acentuadas.

TIPO DE EMBALAGENS

Jerricane:	25 kg
GRG	1050 kg

CONTACTOS

Todas estas informações são dadas a título informativo. Não constituem nenhuma especificação, nem garantem a utilização do produto. A informação disponível nesta ficha, está baseada no nosso estado atual de conhecimento sobre o produto, e é dada de boa fé.