



Relatório de Estágio

Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente

***Avaliação da Qualidade de Lamas de ETAR Urbanas:
Contaminação por Metais***

Joana Rita Santos Félix

Leiria, *setembro* de 2017



Relatório de Estágio

Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente

***Avaliação da Qualidade de Lamas de ETAR Urbanas:
Contaminação por Metais***

Joana Rita Santos Félix

Relatório de Estágio realizado sob a orientação da Doutora Judite dos Santos Vieira, Professora da Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Leiria e supervisão da Engenheira Joana Maria da Cunha Viana Graça Vieira, Coordenadora de Departamento, na Direção de Operação de Águas Residuais da empresa Águas do Centro Litoral.

Leiria, setembro de 2017

Esta página foi intencionalmente deixada em branco

Agradecimentos

À empresa Águas do Centro Litoral por ter acolhido o meu estágio curricular.

À Eng.^a Joana Vieira pela orientação e transmissão de valiosos conhecimentos que foram essenciais para a concretização deste trabalho, pela ajuda, disponibilidade, compreensão e por todo o incentivo dado.

À Doutora Judite Vieira pela disponibilidade, apoio, ajuda e sugestões relevantes feitas durante a sua orientação.

À Eng.^a Rita Ribeiro e Fábio Henriques pela disponibilidade, ajuda e por todos os conhecimentos transmitidos.

A todos os colaboradores da Águas do Centro Litoral, do Polo do Lis pela ajuda e companheirismo.

À Maria Carlos Rodrigues por toda a ajuda na realização dos ensaios laboratoriais, disponibilidade e todos os esclarecimentos.

Ao Laboratório de Processos de Separação e Reação / Laboratório de Catálise e Materiais (LSRE-LCM) da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP), em especial à Eng.^a Liliana Pereira, pelas análises efetuadas para a determinação dos metais, zinco, níquel, cobre e crómio, nas amostras do afluente bruto da ETAR 2.

Aos meus pais e irmã por me apoiarem e ajudarem em mais esta etapa da vida académica.

Aos amigos de quem abdiquei tempo para a dedicação a este trabalho e a outro motivo que não ficará aqui registado.

Por último, mas não em último lugar, ao David peço desculpa por esta minha ausência prolongada, e agradeço a enorme paciência e ajuda.

Esta página foi intencionalmente deixada em branco

Resumo

O estudo realizado no âmbito do estágio curricular foi desenvolvido na empresa Águas do Centro Litoral (AdCL), no Polo do Lis, no período compreendido entre novembro de 2016 e julho de 2017. O principal objetivo deste estudo foi avaliar e identificar as causas de contaminação metálica das lamas tratadas em duas Estações de Tratamento de Águas Residuais urbanas, a ETAR de Olhalvas e a ETAR do Coimbrão, o que tem inviabilizado o seu encaminhamento para valorização agrícola.

A contaminação das lamas com metais nas ETAR referidas não é recente, contudo no ano de 2016 tomou maiores repercussões, verificando-se a redução de frequência da aplicação direta das lamas em solos agrícolas devido aos maiores níveis de contaminação.

Dos dados recolhidos verificou-se que a presença de metais poluentes nas ETAR provém das suas aflúncias, tendo sido por isso introduzido, para as duas principais aflúncias a estas ETAR, um plano sequencial de monitorizações; a monitorização do afluente e das lamas rececionadas. Este plano teve como finalidade determinar a concentração de zinco, por ser o metal cujos níveis de contaminação ultrapassam com maior frequência o valor legislado no Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, nas duas ETAR em estudo, e em particular na ETAR de Olhalvas, onde foram detetados os valores mais elevados.

Os resultados obtidos mostraram que na ETAR de Olhalvas, cada aflúncia, por si só, apresenta níveis de contaminação de zinco que ultrapassam o valor legislado, contudo, o maior contributo para os níveis totais verificados advém das lamas recebidas de outras ETAR do sistema, e especificamente, de uma única ETAR (ETAR 2). Na ETAR 2, os elevados níveis de contaminação de zinco verificados nas lamas produzidas, têm como origem os efluentes industriais de pelo menos uma Indústria, que não está a cumprir o disposto no regulamento de descarga aplicável.

Relativamente à ETAR do Coimbrão, os resultados mostraram que a aflúncia de zinco através do afluente à ETAR pode comprometer o cumprimento do valor legislado, aparentemente com maior impacto na época estival, sendo que, os efluentes pecuários recebidos na ETAR, são responsáveis pelos níveis de incumprimento no restante período do ano.

Palavras-chave: ETAR urbana, lamas, metais, zinco, efluentes industriais, efluentes pecuários.

Abstract

The study carried out within the framework of the curricular traineeship was developed at Águas do Centro Litoral (AdCL), at the Polo do Lis, from November 2016 to July 2017. The main objective of this study was to evaluate and identify the causes of contamination of the treated sludge in two Urban Waste Water Treatment Plants, the Olhalvas WWTP and the Coimbrão WWTP, which has made it unfeasible for agricultural recovery.

The contamination of the sludge with metals in the referred WWTP treatment plants is not recent, however, in the year 2016 it has had greater repercussions, being verified the frequency reduction of the direct application of the sludge in agricultural soils due to the higher levels of contamination.

From the collected data it was verified that the presence of pollutant metals in the WWTP comes from their inflows, and for this reason a sequential monitoring plan was introduced for the two main inflows to these WWTPs; the monitoring of the tributary and the received sludge. This plan aimed to determine the zinc concentration, since it is the metal whose contamination levels more frequently exceed the amount legislated in Decree-Law no. 276/2009, of October 2, in the two WWTPs under study, and in particularly in the Olhalvas WWTP, where the highest values were detected.

The results showed that in the Olhalvas WWTP, each affluence alone has levels of zinc contamination that exceeds the legislated value, however, the greatest contribution to the total levels verified comes from the sludge received from other WWTPs of the system, specifically, of a single WWTP (WWTP 2). At WWTP 2, the high levels of zinc contamination in the sludge produced originate from the industrial effluents of at least one Industry, which is not complying with the applicable discharge regulations.

Concerning the Coimbrão WWTP, the results showed that the inflow of zinc through the tributary to the WWTP can compromise compliance with the legislated value, apparently with greater impact in the summer season, and the livestock effluents received at the WWTP are responsible for the levels of the remaining period of the year.

Keywords: urban WWTP, sludge, metals, zinc, industrial effluents, livestock effluents.

Esta página foi intencionalmente deixada em branco

Lista de figuras

Figura 1- Variações típicas do caudal afluente, CBO, SST e coliformes fecais, num sistema de drenagem com afluências indevidas, durante e após um evento pluviométrico (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).	6
Figura 2 - Resultados das análises às lamas tratadas na ETAR de Olhalvas, da concentração de zinco, desde o ano de 2014 até setembro de 2016, comparativamente com o valor do VLE.	20
Figura 3- Resultados das análises às lamas tratadas na ETAR de Olhalvas, da concentração de níquel, desde o ano de 2014 até setembro de 2016, comparativamente com o valor do VLE.	21
Figura 4 - Resultados das análises às lamas tratadas na ETAR do Coimbrão, da concentração de zinco, desde o ano de 2014 até setembro de 2016, comparativamente com o valor do VLE.	21
Figura 5 - Esquema geral de tratamento da fase líquida, fase sólida e fluxos internos, da ETAR de Olhalvas.	58
Figura 6 - Esquema geral de tratamento da fase líquida, fase sólida e fluxos internos, da ETAR do Coimbrão.	60
Figura 7 – Fluxograma do tratamento da ETAR de Olhalvas e ETAR do Coimbrão, com a identificação dos seis locais de amostragem.	62
Figura 8- Comportamento diário da concentração de zinco do afluente bruto, face ao caudal afluente e VLE, na ETAR de Olhalvas.	66
Figura 9 – Resultados da monitorização do afluente bruto, para dois períodos de maior caudal afluente e respetivas concentrações de zinco diárias do afluente bruto.	67
Figura 10 - Resultados da monitorização do afluente bruto, para dois períodos de menor caudal afluente e respetivas concentrações de zinco diárias do afluente bruto.	68
Figura 11 - Comparação do caudal afluente à ETAR de Olhalvas, com os valores de precipitação na zona envolvente, no período de setembro de 2016 a março de 2017.	69
Figura 12 - Balanço mássico semanal, contemplando três cenários da concentração de zinco nas lamas digeridas, calculado com base nas concentrações medidas no afluente bruto, na ETAR de Olhalvas (comparação com o VLE).	72

Figura 13- Comparação semanal da concentração de zinco nas lamas espessadas, rececionadas na ETAR de Olhalvas.	75
Figura 14- Concentração de zinco total rececionada em cada ETAR produtora (comparação com o VLE).	75
Figura 15 - Concentração de zinco expectável nas lamas digeridas na ETAR de Olhalvas, com base nas concentrações medidas nas lamas rececionadas, para cada ETAR produtora.	77
Figura 16 - Concentração de zinco total expectável nas lamas digeridas na ETAR de Olhalvas, calculado com base nas concentrações de zinco total das lamas rececionadas das várias ETAR (comparação com o VLE).	78
Figura 17 - Concentração de zinco total expectável nas lamas digeridas na ETAR de Olhalvas, calculada com base nas concentrações totais das lamas rececionadas (comparação com o VLE).	78
Figura 18 - Comparação semanal da concentração de zinco expectável nas lamas digerida na ETAR de Olhalvas, calculada com base nas concentrações medidas no afluente bruto e nas lamas rececionadas (comparação com o VLE).	80
Figura 19 - Comportamento diário da concentração de zinco do afluente bruto, face ao caudal afluente diário e VLE, na ETAR do Coimbrão.	88
Figura 20 - Resultados da monitorização do afluente bruto, para dois períodos de menor caudal afluente e respetivas concentrações de zinco diárias do afluente bruto.	90
Figura 21 - Resultados da monitorização do afluente bruto, para dois períodos de menor caudal afluente e respetivas concentrações de zinco diárias do afluente bruto.	91
Figura 22 - Comparação do caudal afluente à ETAR do Coimbrão, com valores de precipitação da rede de coletores da Marinha Grande, no período de setembro de 2016 a março de 2017.	92
Figura 23 - Balanço mássico semanal, contemplando três cenários da concentração de zinco nas lamas digeridas, calculado com base nas concentrações medidas no afluente bruto, na ETAR do Coimbrão (comparação com o VLE).	95
Figura 24 – Concentração de zinco expectável nas lamas suinícolas, rececionadas na ETAR do Coimbrão (comparação com o VLE).	99
Figura 25 – Concentração de zinco expectável nas lamas suinícolas de cada produtor, rececionadas na ETAR do Coimbrão (comparação com o VLE).	100

Figura 26 - Concentração de zinco nas lamas suinícolas de cada produtor, tendo por base os volumes monitorizados e os volumes totais pela análise estatística (comparação com o VLE).	101
Figura 27 – Concentração de zinco expectável nas lamas suinícolas após digestão, calculada através do balanço mássico realizado ao digestor (comparação com o VLE). .	102
Figura 28 - Concentração de zinco expectável nas lamas suinícolas após digestão, calculadas através do balanço mássico realizado ao digestor, por produtor (comparação com o VLE).	102
Figura 29 – Concentração de zinco expectável nas lamas digeridas na ETAR do Coimbrão, calculado com base nas concentrações medidas nas lamas suinícolas rececionadas (comparação com o VLE).....	103
Figura 30 - Comparação semanal da concentração de zinco expectável nas lamas digeridas na ETAR do Coimbrão, calculada com base nas concentrações medidas no afluente bruto e nas lamas rececionadas (comparação com o VLE).	104

Esta página foi intencionalmente deixada em branco

Lista de tabelas

Tabela 1- Caracterização físico-química da AR doméstica e das indústrias: metalúrgica, galvanoplastia, têxtil, plásticos e tomate.	9
Tabela 2 - Caracterização físico-química das AR de três processos utilizados na indústria de galvanoplastia (adaptada de Martín-Lara, et al. (2014)).....	11
Tabela 3 - Percentagem de redução das concentrações de metais durante 12 anos, relativamente às concentrações médias (adaptado de Yang, et al. (2013)).	13
Tabela 4 - Percentagem de incumprimento nas concentrações de metais, para a valorização agrícola das lamas, após as medidas ambientais (adaptado de Yang et. al. (2013)).	13
Tabela 5- Exemplos de fontes antropogénicas de Cádmio, Cobre e Níquel, presentes na AR urbana e os seus efeitos na saúde humana.....	16
Tabela 6 - Exemplos de fontes antropogénicas de Chumbo e Zinco, presentes na AR urbana e os seus efeitos na saúde humana.	17
Tabela 7 - Exemplos de fontes antropogénicas de Mercúrio, Crómio e Arsénio, presentes na AR urbana e os seus efeitos na saúde humana.....	18
Tabela 8 – Descrição sumária dos processos unitários físicos, utilizados no tratamento preliminar (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).	24
Tabela 9- Descrição sumária dos níveis de tratamento utilizados no tratamento primário (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).	27
Tabela 10- Descrição sumária dos processos unitários biológicos, usualmente utilizados no tratamento secundário.	29
Tabela 11- Descrição sumária das operações unitárias e processos unitários, usualmente utilizados no tratamento terciário (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).	35
Tabela 12 - Características físico-químicas e energéticas das lamas produzidas nos principais níveis de tratamento da fase líquida: lamas primárias e lamas secundárias originadas por um processo de lamas ativadas com crescimento suspenso (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).	43
Tabela 13 - Descrição sumária dos processos unitários físicos, usualmente utilizados no método de espessamento (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).	46
Tabela 14 - Descrição sumária do processo unitário biológico, usualmente utilizado no método de estabilização das lamas (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).	48

Tabela 15 - Descrição sumária do processo unitário químico, usualmente utilizado no método de condicionamento das lamas digeridas (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).	50
Tabela 16 - Descrição sumária do processo unitário físico, usualmente utilizado no método da desidratação (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).	51
Tabela 17 - Descrição sumária do processo de compostagem (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).	53
Tabela 18 - Contabilização semanal da monitorização do afluente bruto na ETAR de Olhalvas, com o número de dias de amostragem, número de dias sem amostras e a representação percentual do número de dias sem amostras.	71
Tabela 19 – Contabilização semanal do volume de lamas rececionadas na ETAR de Olhalvas, identificando o volume rececionada de cada ETAR produtora e os totais de lamas rececionadas, quer a nível semanal, quer a nível de cada ETAR produtora.	74
Tabela 20 – Resultados da monitorização do afluente bruto na ETAR 2, com concentrações de zinco, níquel, cobre e crómio, em mg/L \pm desvio médio.	81
Tabela 21 - Resultados da correlação (Teste de Pearson) dos valores de concentração de cobre, crómio, níquel e zinco.	83
Tabela 22 – Resultados da monitorização realizada ao ramal da Indústria X, com concentrações de zinco e de níquel do efluente.	84
Tabela 23 – Resultados da monitorização das lamas desidratadas na ETAR de Olhalvas.	85
Tabela 24 – Apresentação dos resultados do estudo das eficiências de remoção de zinco do processo da desidratação na ETAR de Olhalvas, com a monitorização das lamas digeridas e escorrências da centrífuga.	86
Tabela 25 – Concentração de zinco expectável semanalmente nas lamas digerida na ETAR de Olhalvas, determinada a partir da concentração de zinco dos dois fluxos de entrada (afluente bruto e lamas rececionadas).	87
Tabela 26 - Contabilização semanal da monitorização do afluente bruto na ETAR do Coimbrão, com o número de dias de amostragem, número de dias sem amostras e a representação percentual do número de dias sem amostras.	94
Tabela 27 - Contabilização semanal do volume das lamas suínícolas rececionadas na ETAR do Coimbrão, com o volume rececionado, o volume abrangido na monitorização e a representação percentual do volume abrangido na monitorização.	97
Tabela 28- Contabilização por produtor do volume de lamas suínícolas rececionadas na ETAR do Coimbrão, com o volume rececionado, o volume abrangido na monitorização,	

a representação percentual do volume abrangido na monitorização e o número de amostras realizadas.	98
Tabela 29 – Resultados da monitorização das lamas desidratadas na ETAR do Coimbrão.	106
Tabela 30 - Apresentação do estudo das eficiências de remoção de zinco do processo da desidratação na ETAR do Coimbrão, com a monitorização das lamas digeridas e escorrências da centrífuga.	107
Tabela 31 – Concentração de zinco expectável semanalmente nas lamas digeridas na ETAR do Coimbrão, determinada a partir da concentração de zinco dos dois fluxos de entrada (afluente bruto e lamas suinícolas).	108

Esta página foi intencionalmente deixada em branco

Lista de siglas

AR – Água residual

CBO – Carência bioquímica de oxigênio

CQO – Carência química de oxigênio

DL – Decreto-Lei

EEA – Agência Europeia do Ambiente

ETAR – Estação de tratamento de águas residuais

MS – Matéria seca

SDT – Sólidos dissolvidos totais

SST – Sólidos suspensos totais

SSV – Sólidos suspensos voláteis

ST – Sólidos totais

SVT – Sólidos voláteis totais

VLE – Valor limite de emissão

VMA – Valor máximo admissível

Esta página foi intencionalmente deixada em branco

Índice

AGRADECIMENTOS	III
RESUMO	V
ABSTRACT	VII
LISTA DE FIGURAS	IX
LISTA DE TABELAS	XIII
LISTA DE SIGLAS	XVII
ÍNDICE	XIX
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Enquadramento	1
1.1.1. O setor de Saneamento de águas residuais	3
1.1.2. Particularidades do setor de Saneamento para a problemática dos metais	4
1.1.3. Problemática dos metais	15
1.2. Âmbito do relatório de estágio	19
2. CARACTERIZAÇÃO DO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS	23
2.1. Tipos de tratamento convencionais	23
2.1.1. Tratamento da fase líquida	24
2.1.2. Tratamento da fase sólida e opções de deposição final	43
2.2. ETAR de Olhalvas	57
2.3. ETAR do Coimbrão	59
3. METODOLOGIA	61
3.1. Metodologia da monitorização analítica	63
	xix

3.1.1.	Materiais e métodos	63
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
4.1.	ETAR de Olhalvas	65
4.1.1.	Fluxos de entrada de zinco na ETAR	65
4.1.2.	Fluxo de saída de zinco na ETAR	84
4.2.	ETAR do Coimbrão	88
4.2.1.	Fluxos de entrada de zinco na ETAR	88
4.2.2.	Fluxo de saída de zinco na ETAR	105
5.	CONCLUSÕES E PROPOSTAS FUTURAS	109
	BIBLIOGRAFIA	113

1. Introdução

1.1. Enquadramento

Uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), é considerada na atualidade, uma infraestrutura de extrema importância, onde é tratada a Água Residual (AR) resultante da utilização da água pelas populações e das atividades industriais, garantido que possa ser devolvida ao meio ambiente em condições ambientalmente seguras, sem prejuízo para a saúde pública, qualidade do meio recetor e da biosfera.

Desde o início do ano de 2000, data da aprovação do primeiro Plano Estratégico para o setor do Saneamento de AR, que a degradação da qualidade das águas devida às descargas de efluentes domésticos, industriais e pecuários, conduziu à definição de um conjunto de medidas legais, institucionais, organizacionais e estruturais para que, de forma integrada, se promovam boas práticas ambientais e controlo da poluição.

A estratégia para o setor do Saneamento de AR, direcionou-se para a adoção de soluções que promovem a utilização intersectorial das capacidades disponíveis, otimizando os ativos existentes, através do aumento do uso das capacidades instaladas em ETAR para o tratamento integrado ou complementar, de efluentes oriundos dos setores industriais e pecuários. Nesta perspetiva, a utilização da capacidade instalada intersectorial, veio trazer francas melhorias para o meio ambiente, ao nível do controlo da descarga e rejeição destes efluentes adequadamente tratados, ao invés de serem encaminhados para as massas de água sem tratamento e/ou tratamento inadequados.

Contudo, a receção de outros tipos de efluentes nas ETAR para tratamento integrado ou complementar, tem originado um aumento significativo da produção de lamas nos sistemas de tratamento, que necessitam de ser encaminhadas para destino final adequado. Ocasionalmente assim, novos desafios aos setores produtivos, para que dentro de um quadro de adequada proteção ambiental, a gestão das lamas possa preservar a linha de ação para o desenvolvimento sustentável.

O Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho, que procede a alterações ao Regime Geral da Gestão de Resíduos, estabelece uma hierarquia de gestão de resíduos, dando prioridade à prevenção e redução, reciclagem e a outros tipos de valorização dos resíduos produzidos.

Este modelo de licenciamento permite assegurar e prevenir antecipadamente situações de deposição incompatíveis com os objetivos de salvaguarda do ambiente e da saúde pública, elegendo-se como primeira opção os destinos de reciclagem/ valorização das lamas, evitando a sua deposição em aterro.

Em Portugal, é unanimemente privilegiada a valorização agrícola de lamas, constituindo a solução técnica e economicamente mais equilibrada (PENSAAR 2020, 2015b). As lamas apresentam elevado conteúdo de matéria orgânica, assim como macro e micronutrientes essenciais para o crescimento adequado das culturas. Por outro lado, as características edafo-climáticas nacionais aconselham a promoção da valorização agrícola das lamas, devido ao grande contributo para a fertilidade dos solos e para a reciclagem de nutrientes.

No entanto, as lamas e em particular as lamas produzidas do tratamento integrado e/ou complementar de vários tipos de efluentes, podem conter compostos em concentrações potencialmente tóxicas para os solos, animais e plantas, pelo que a sua gestão deve obedecer a um conjunto de procedimentos legais relacionados com a gestão de resíduos e, também, à legislação específica relativa à aplicação de lamas em solos agrícolas.

No Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, encontram-se definidos os requisitos, condições e restrições na aplicação de lamas nos solos agrícolas, permitindo enquadrar e agilizar o processo do licenciamento para a sua aplicação em solos. Este DL reforça ainda, o quadro legal, para o controlo e garantia da segurança necessária, na aplicação de lamas na agricultura.

Quando se verificam proibições à aplicação das lamas em solos agrícolas, este resíduo pode ser submetido a um processo de compostagem, por forma a ser mantida a valorização agronómica das lamas, desde que sejam garantido os níveis de segurança e adequada proteção ambiental. Contudo, esta solução aumenta os custos imputados aos setores produtivos.

1.1.1. O setor de Saneamento de águas residuais

Os serviços de Saneamento de AR têm sido classificados segundo as designações de baixa e alta, consoante as atividades realizadas por diferentes Entidades Gestoras. Esta classificação, que esteve no cerne da criação dos sistemas multimunicipais e dos sistemas municipais, corresponde, às atividades de recolha, tratamento e rejeição das AR.

Os sistemas em baixa são o conjunto de infraestruturas que permitem a recolha e a drenagem das AR, desde os ramais domiciliários até aos pontos de recolha do sistema em alta, nomeadamente, as componentes relativas às redes de coletores de AR, com os ramais de ligação correspondentes e as estações elevatórias inerentes a estas redes. Os sistemas em alta são o conjunto de infraestruturas, contendo as componentes destinadas ao transporte interceptor, incluindo elevação de AR provenientes do sistema em baixa (do emissário), o tratamento, descarga de AR e tratamento de lamas (PENSAAR 2020, 2015a).

O Saneamento de AR constitui um serviço público de carácter estrutural, considerado de interesse geral, essencial ao bem-estar dos cidadãos, à saúde pública, às atividades económicas e à proteção do ambiente, pautado pelos princípios de universalidade no acesso, de continuidade e qualidade de serviços e de eficiência e equidade dos preços (AdP - Águas de Portugal, SGPS, S.A.).

O setor que deve sempre, em primeira linha, ser uma responsabilidade do Estado e das Autarquias locais, dispõe de um importante leque de modelos empresariais e profissionais na gestão dos serviços, cuja qualidade do serviço é avaliado pela Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) (PENSAAR 2020, 2015a).

Segundo o Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos (2016), em Portugal o modelo com maior destaque nos serviços em baixa é a gestão direta dos Municípios, através dos Serviços Municipais. Relativamente aos serviços em alta, a grande maioria continua a ser assegurada por entidades concessionárias (modelos de gestão de sistemas de titularidade municipal com envolvimento de parceiros privados), através das concessões multimunicipais.

Importa especificar o papel do Grupo AdP (Águas de Portugal), nos sistemas multimunicipais. A AdP – Águas de Portugal, SGPS, S.A., enquanto instrumento empresarial do Estado, para a prossecução de políticas públicas e de objetivos nacionais do

domínio do ambiente urbano, assume a responsabilidade de desenvolver e operar os sistemas multimunicipais em parceria com os Municípios, através das empresas concessionárias dos sistemas multimunicipais de Saneamento de AR (AdP - Águas de Portugal, SGPS, S.A.). A intervenção do Grupo AdP em Portugal continental é orientada pelas Estratégias Nacionais, materializada em Planos Estratégicos de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais, estando atualmente em vigência o “PENSAAR 2020 – Uma nova Estratégia para o Setor de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais”.

Apesar da distinção existente no setor de Saneamento de AR, o comportamento dos sistemas em alta são dependentes dos sistemas em baixa. Estas situações advêm do facto dos sistemas de tratamento de AR serem concebidos e planeados para atender as necessidades da comunidade inserida, como os volumes e composição das AR geradas. Havendo alterações significativas, o funcionamento das ETAR é afetado de forma mais ou menos gravosa, na produção de um efluente de qualidade elevada e ainda, na obtenção de resíduos com características que possibilitem o encaminhamento para fins adequados. Estes temas serão abordados no seguinte subcapítulo.

1.1.2. Particularidades do setor de Saneamento para a problemática dos metais

O caudal de AR que chega às ETAR pela rede pública de drenagem é decomposto e classificado, segundo o Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho, por:

“Águas residuais domésticas: as águas residuais de serviços e de instalações residenciais, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de atividades domésticas;

Águas residuais industriais: águas residuais provenientes de qualquer tipo de atividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas, nem sejam águas pluviais;

Águas residuais urbanas: as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e ou com águas pluviais”.

No Decreto Regulamentar 23/95, de 23 de agosto, é especificado que:

“As águas residuais domésticas provêm de instalações sanitárias, cozinhas e zonas de lavagem de roupas e caracterizam-se por conterem quantidades apreciáveis de matéria orgânica, serem facilmente biodegradáveis e manterem relativa constância das suas características no tempo;

As águas residuais industriais derivam da atividade industrial e caracterizam-se pela diversidade dos compostos físicos e químicos que contêm, dependentes do tipo de processamento industrial e ainda por apresentarem, em geral, grande variabilidade das suas características no tempo;

As águas residuais pluviais, ou simplesmente águas pluviais, resultam da precipitação atmosférica caída diretamente no local ou em bacias limítrofes contribuintes e apresentam geralmente menores quantidades de matéria poluente, particularmente de origem orgânica. Consideram-se equiparadas a águas pluviais as provenientes de regas de jardins e espaços verdes, de lavagem de arruamentos, passeios, pátios e parques de estacionamento, normalmente recolhidas por sarjetas, sumidouros e ralos.”

Além das três origens referidas pelo Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho, AR domésticas, industriais e urbanas, o caudal afluyente às ETAR soma também, a água que entra na rede de drenagem pelo solo, sob diversos modos de infiltração, devido ao mau estado das construções. Por exemplo, através de coletores com fissuras ou, com as juntas em mau estado; nas câmaras de visita com problemas de estanquidade ou cujos fundos foram destruídos (PENSAAR 2020, 2015b; Metcalf & Eddy, 2016).

A afluência de elevados caudais de águas limpas, quer sejam águas pluviais e/ou infiltradas (as denominadas afluências indevidas), constitui um grave problema económico e ambiental. Estas situações contribuem fortemente para a ocorrência de ineficiências nas operações dos sistemas de tratamento, por resultado da diluição da concentração e da redução de remoção dos poluentes. Refletem-se ainda, no aumento dos custos de tratamento das AR e condicionamento da racionalização da sua gestão, sem uma relação direta com um melhor desempenho ambiental. Em casos extremos, a capacidade de transporte e tratamento dos sistemas de saneamento é insuficiente para fazer face à sobrecarga hidráulica do volume das afluências indevidas, originando descargas frequentes de AR não tratada no meio recetor, constituindo focos de contaminação nas massas de água que não podem ser desprezadas (PENSAAR 2020, 2015a).

Na Figura 1, pode-se facilmente observar a grande variação do caudal e concentração dos poluentes afluentes à ETAR, recetados através de um sistema de drenagem com afluências indevidas, durante e após um evento pluviométrico.

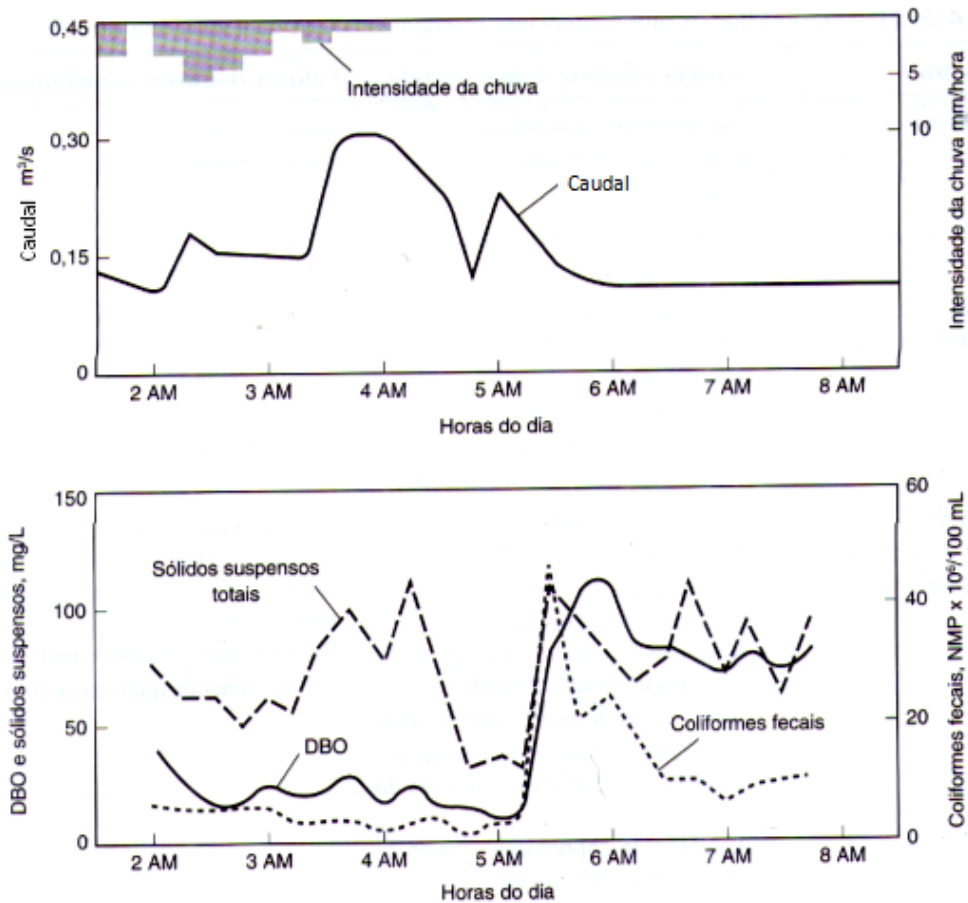


Figura 1- Variações típicas do caudal afluente, CBO, SST e coliformes fecais, num sistema de drenagem com afluências indevidas, durante e após um evento pluviométrico (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).

Verifica-se um aumento significativo do caudal após o episódio de precipitação, acompanhado pela diminuição das concentrações de matéria orgânica (medida pela Carência Bioquímica de Oxigénio, CBO) e de coliformes fecais.

Após a influência do episódio de precipitação, pelo contrário, o caudal normalizou e as concentrações de CBO e coliformes fecais aumentaram significativamente. Relativamente ao comportamento dos sólidos suspensos totais (SST), este diferiu comparativamente aos outros poluentes, acompanhando a evolução do caudal, indicando que este constituinte não está presente só nas AR domésticas e industriais, mas também no escoamento das águas pluviais.

A percentagem de afluências indevidas às ETAR, é difícil quantificar e depende dos níveis e padrões de precipitação em cada ano, não havendo dados precisos. Apesar disto, foi estimado para o ano de 2011 a nível nacional, que as afluências indevidas aos sistemas de saneamento de AR foram de 40%, correspondendo a mais de 1/3 dos volumes tratados e faturados. Considera-se, que esta percentagem poderá ser significativamente superior em anos mais húmidos (PENSAAR 2020, 2015a).

Para minimizar as afluências indevidas, os sistemas de drenagem de AR urbanas em Portugal, têm sido construídos com duas redes de coletores distintos (sistemas separativos), destinados à separação entre as AR domésticas e industriais das águas pluviais. Sendo ainda obrigatório, em caso de remodelação dos sistemas de drenagem existentes que não sejam separativos, a sua transição. Os sistemas de drenagem de AR antigos, ainda existentes em Portugal podem ser: unitários, referentes aos casos em que a rede de coletores é única, sendo admitidas e transportadas conjuntamente as águas residuais domésticas e industriais e as águas pluviais; mistos, são a combinação dos sistemas separativos e unitários, em que parte da rede de coletores é unitário e a restante é separativa; e separativos parciais ou pseudo-separativos, onde ocorre excecionalmente, a ligação de águas pluviais de pátios interiores ao coletor de águas residuais domésticas (Decreto Regulamentar 23/95, de 23 de agosto).

Importa clarificar, conforme as circunstâncias, as águas pluviais podem também necessitar de algum tipo de tratamento, antes do seu lançamento nos meios recetores (decantação, remoção dos óleos, entre outros) (PEAASAR II, 2007; PENSAAR 2020, 2015a).

Todavia, por vários fatores a construção de redes de drenagem separativa tem sido subvertido, contribuindo para a persistência deste problema. Muitos desses fatores estão relacionados com a gestão urbana (ordenamento do território), à qual as Entidades Gestoras dos sistemas em baixa são alheias. Tem-se verificado, por exemplo, áreas urbanas sem rede de coletores para a águas pluvial, ou se existentes com pouco comprimento, acabando por ser ligados à rede pública de saneamento; casos em que as linhas de águas são entubadas e ligadas à rede mais próxima, muito frequentemente à rede de AR domésticas. Outro exemplo prende-se com as fragilidades na fiscalização das obras particulares pelos municípios, verificando-se situações em que a ligação das águas pluviais dos loteamentos é feita ao ramal mais próximo, geralmente o da rede de AR domésticas (PENSAAR 2020, 2015b).

Outro tópico de apreciação para este estudo, é a composição das AR urbanas afluentes à ETAR, com especial atenção à fração referente às AR industriais.

A composição das AR urbanas afluentes às ETAR pode variar consideravelmente dependendo de vários fatores, tais como: a proporção de AR domésticas e industriais; função e atividade exercida por cada indústria inserida na rede pública de saneamento; o número de indústrias inseridas; e por variações sazonais (Metcalf & Eddy, 2016).

As AR industriais, embora possam ser comparadas às AR domésticas, apresentam-se mais concentradas e com maior diversidade de compostos físicos e químicos, variando ainda as suas características quantitativas e qualitativas ao longo do tempo. Devido a esta variação, normalmente é extremamente difícil definir condições típicas de operação para as atividades industriais (Metcalf & Eddy, 2016).

Na Tabela 1 apresentam-se alguns parâmetros físico-químicos das AR domésticas e de cinco atividades industriais e, na Tabela 2 apresenta-se o caso concreto da indústria de galvanoplastia, caracterizando a AR de alguns dos seus processos.

Tabela 1- Caracterização físico-química da AR doméstica e das indústrias: metalúrgica, galvanoplastia, têxtil, plásticos e tomate.

Parâmetros físico-químicos	AR doméstica ¹	Indústria metalúrgica ²	Indústria galvanoplastia ³	Indústria têxtil ⁴	Indústria de plásticos ⁴	Indústria de tomate ¹	
						julho a setembro	novembro a junho
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	110-350	-	34,3	-	-	460-1 100	29-56
CQO (mg O ₂ /L)	250-800	-	65,3	190	160	-	-
SST (mg/L)	120-400	-	28,7	-	-	270-760	69-120
SDT (mg/L)	374-1 121	-	20,1	-	-	480-640	360-520
Crômio (mg/L)	-	44,69	93,2	8,768	0,019	-	-
Zinco (mg/L)	-	11,61	20,4	-	-	-	-
Níquel (mg/L)	-	30,76	57,6	-	-	-	-

Tabela 1- Caracterização físico-química da AR doméstica e das indústrias: metalúrgica, galvanoplastia, têxtil, plásticos e tomate (continuação).

Parâmetros físico-químicos	AR doméstica ¹	Indústria metalúrgica ²	Indústria galvanoplastia ³	Indústria têxtil ⁴	Indústria de plásticos ⁴	Indústria de tomate ¹	
						julho a setembro	novembro a junho
Cobre (mg/L)	-	11,55	33,3	-	-	-	-
Ferro (mg/L)	-	2,13	34,3	-	-	-	-
Cádmio (mg/L)	-	46	-	0,0455	0,179	-	-
Chumbo (mg/L)	-	0,26	-	6,862	0,6791	-	-
Manganês (mg/L)	-	52	-	-	-	-	-
Cobalto (mg/L)	-	20	-	-	-	-	-

Fonte: ⁽¹⁾ - Metcalf & Eddy (2016); ⁽²⁾ - Abdelfattah, et al. (2016); ⁽³⁾ - Al-Shannag, et al. (2014); Mustapha & Halimoon (2015); ⁽⁴⁾ - Tabassum, et al. (2016).

Tabela 2 - Caracterização físico-química das AR de três processos utilizados na indústria de galvanoplastia (adaptada de Martín-Lara, et al. (2014)).

Parâmetros físico-químicos	Revestimento com cobre (amostra do tanque de lavagem)	Niquelagem (amostra do tanque de lavagem)	Cromagem (amostra do tanque de revestimento)
SST (mg/L)	-	-	-
SDT (mg/L)	200	4 380	90 400
Crômio (mg/L)	-	-	42 000
Níquel (mg/L)	-	4,71	-
Cobre (mg/L)	1,1	-	2 980

As AR industriais, além de comprometerem o funcionamento adequado das ETAR e a proteção dos meios recetores, podem também inviabilizar a utilização das lamas produzidas em solos agrícolas. De facto, o teor de metais nas lamas produzidas em cada ETAR depende das características das AR industriais processadas.

Um estudo efetuado em 32 ETAR urbanas na China, que teve como objetivo avaliar os níveis de metais nas lamas produzidas e identificar as suas fontes emissoras, também demonstra o que foi descrito acima. De acordo com a legislação do país, os autores concluíram, que todas as amostras cumpriam com os parâmetros para a valorização agrícola. Contudo, como as ETAR se localizam em diferentes regiões, os resultados das concentrações de metais nas lamas obtiveram grandes variações, verificando-se valores de desvio padrão no caso do zinco, crómio e cobre muito superiores ao caso do chumbo, cádmio, arsénio e mercúrio. Identificaram que as amostras das ETAR com concentrações mais elevadas de cobre, mercúrio e chumbo têm como fonte as indústrias metalúrgicas, indústrias de combustão de carvão e a poluição provocada pelo tráfego rodoviário; o zinco tem como fonte as indústrias da madeira e fundição e o uso de tubos galvanizados no sistema de abastecimento de água; o crómio tem como fonte as indústrias de curtume, têxteis e processamento químico; e o cádmio e arsénio têm como fonte os detergentes e produtos de limpeza domésticos (Duan, et al., 2015).

É assim de carácter prioritário, identificar as fontes da poluição com metais e controlar as suas emissões na fonte, antes da sua descarga para as redes públicas de saneamento, empregando por razões de equidade, o princípio do poluidor-pagador nas políticas ambientais e regulamentações, salvaguardando assim, a viabilidade de soluções de valorização agrícola na gestão das lamas (EEA, No 8/2011).

Também na China, foi realizado um estudo a nível nacional, abrangendo 107 ETAR urbanas localizadas em 48 cidades, precisamente para avaliar se a implementação de políticas ambientais para o controlo das descargas dos efluentes industriais nos sistemas públicos de saneamento, têm sido efetivas na redução da quantidade de metais presentes nas lamas produzidas. Concluíram que relativamente aos anos de 1994 a 2001, no ano de 2006 (após 6 anos do início das novas políticas), as concentrações médias de metais nas lamas diminuíram (Tabela 3), contudo, verificaram ainda em 22 ETAR, concentrações de metais nas lamas que impedem a valorização agrícola (Tabela 4) (Yang, et al., 2013).

Tabela 3 - Percentagem de redução das concentrações de metais durante 12 anos, relativamente às concentrações médias (adaptado de Yang, et al. (2013)).

Redução da concentração média de metais em lamas, durante 12 anos (%)	
Cádmio	32,3
Crómio	49,7
Cobre	54,9
Mercúrio	25,0
Níquel	37,2
Chumbo	44,8
Zinco	27,0

Tabela 4 - Percentagem de incumprimento nas concentrações de metais, para a valorização agrícola das lamas, após as medidas ambientais (adaptado de Yang et. al. (2013)).

Incumprimento verificado nas concentrações nas lamas para valorização agrícola (%)	
Cádmio	6,5
Crómio	3,7
Cobre	6,5
Níquel	6,5
Zinco	11,2

De acordo com a legislação em vigor, são as Entidades Gestoras dos sistemas em baixa que têm a seu cargo a autorização e o controlo da emissão das AR industriais para a rede pública de saneamento, na sua área de jurisdição.

As Entidades Gestoras dos sistemas em baixa têm a responsabilidade de informar os utilizadores das condições contratuais relativas à prestação dos serviços, através da aprovação de regulamentos de descarga/serviço, sendo ainda da sua competência a fiscalização do cumprimento do regulamento. Nos regulamentos de serviço, devem ainda ser incluídas cláusulas especiais de prestação de serviço aos utilizadores que não cumpram com os parâmetros de poluição suportados pelos sistemas de tratamento, concretamente, no caso de drenagem de AR não doméstica/industrial.

Os VLE e condições de descarga das AR industriais, apesar de serem obrigatoriamente concordantes com a legislação em vigor, são ainda adaptados a nível municipal, com base

nos regulamentos dos próprios sistemas de tratamento de AR, uma vez que são dependentes das limitações e/ou flexibilidades das ETAR existentes, por forma a garantir que a concentração de determinado parâmetro à entrada da ETAR não ultrapasse a concentração limite de tratamento (Decreto-Lei nº207/94, de 6 de agosto; Decreto-Lei nº194/2009, de 20 de agosto).

Para o efeito, a Entidade Gestora deve exigir no contrato de recolha, que o utilizador efetue pré-tratamento ao seu efluente (numa Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais - ETARI) antes da sua ligação ao sistema público de drenagem, sempre que for necessário (Decreto-Lei nº152/97, de 19 de junho):

- Proteger a saúde dos profissionais com funções nos sistemas coletores e nos sistemas de tratamento;
- Garantir que os sistemas de drenagem, as ETAR e os equipamentos conexos não sejam danificados;
- Garantir que o funcionamento das ETAR e o tratamento das lamas não sejam obstruídos;
- Garantir que as descargas das ETAR não deterioreem o ambiente ou não impeçam as águas recetoras de cumprir o disposto nas diretivas comunitárias;
- Garantir que as lamas possam ser encaminhadas em segurança e de um modo ecologicamente aceitável.

No contrato de recolha é ainda contemplado um controlo analítico periódico fixado pela Entidade Gestora, o que possibilita um acompanhamento adequado das características dos efluentes industriais, e permite ainda, que o utilizador possa evidenciar o cumprimento dos parâmetros de poluição contemplados no regulamento de serviço. A criação desta relação Entidade Gestora/utilizador incute um sentimento de dever ambiental à empresa. Esta procurará cumprir as normas de descarga acordadas, caso contrário será alvo de processo de contraordenação ambiental (pagamento de coimas, interrupção de atividade, entre outras). Sempre que entenda necessário, a Entidade Gestora pode ainda proceder à colheita de amostras para análise e aferição dos resultados obtidos pelo utilizador.

Com o contrato de recolha é emitido pela Entidade Gestora um Termo de Autorização de Ligação dos Estabelecimentos Industriais aos Sistemas Públicos de Drenagem.

1.1.3. Problemática dos metais

Dos vários poluentes industriais referenciados como fonte de ameaça para a saúde ambiental e humana, os metais estão entre os mais comuns encontrados nas AR urbanas (Gautam, et al., 2014).

Um estudo envolvendo as indústrias da Suécia, cujos dados das indústrias foram retirados da base de dados E-PRTR - Registo de Emissões e Transferências de Poluentes¹ e onde foram avaliados os potenciais impactos ambientais de 54 substâncias químicas, emitidas por fontes pontuais (descargas de AR urbana e industrial), concluiu que, as emissões que mais contribuíram para a toxicidade humana foram, as de zinco, emitido para o ar e água, seguidas de mercúrio para o ar. Para a ecotoxicidade, as maiores contribuições foram as de zinco, de fluoranteno (hidrocarboneto policíclico aromático) e de cobre. Os setores industriais que contribuíram mais para a toxicidade humana e ecotoxicidade, foram a produção e transformação de metais, a indústria de papel e de produtos de papel. Os autores contabilizaram ainda 62 instalações industriais que emitiram zinco para a água acima do VLE (Sörme, et al., 2015).

Todos os organismos necessitam de quantidades variáveis de alguns elementos metálicos para um crescimento adequado, contudo, quando presentes em concentrações elevadas, os mesmos metais podem ser tóxicos. Outros, tais como chumbo, mercúrio, cádmio e arsénio, não são adequados para as funções biológicas e são tóxicos, podendo em casos de toxicidades severas causar cancro e outras doenças nos seres vivos em geral, e no Homem em particular. Ao contrário dos poluentes orgânicos, os metais não são biodegradáveis e podem bioacumular-se (aumento da concentração de um produto químico num organismo ao longo do tempo) nos tecidos vegetais e animais ao longo da cadeia alimentar (Gautam, et al., 2014). Atendendo a estas características, a poluição contínua de metais nas águas doces e marinhas, além de prejudicar a vida aquática, representa um risco para a saúde humana, através da ingestão de água potável contaminada, do consumo de peixes de água doce e

¹ O E-PRTR é um inventário com o registo de emissões industriais, que tem como objetivo melhorar o acesso público à informação e a possibilidade de comparar instalações por toda a Europa. A base de dados contém informações sobre as emissões de poluentes para o ar, a água e solo, bem como sobre as transferências dos poluentes presentes nas AR e nos resíduos. Inclui 91 poluentes, contemplando os gases com efeito de estufa, outros gases, metais, pesticidas, substâncias orgânicas cloradas e outras substâncias inorgânicas. As emissões comunicadas abrangem 65 atividades económicas dos seguintes setores industriais: energia, produção e processamento de metais, indústria mineira, indústria química, gestão de resíduos e das águas residuais, bem como produção e processamento de papel e madeiras, produção pecuária intensiva e aquicultura, produtos de origem animal e vegetal do setor de alimentos e bebidas, entre outras atividades (EEA, s.d.).

salgada contaminados (EEA, No 8/2011) e de alimentos contaminados regados com AR urbanas tratadas e reutilizadas para o efeito (Zhao, et al., 2014; Balkhair & Ashraf, 2015).

A Tabela 5, Tabela 6 e Tabela 7, identificam alguns metais encontrados nas AR urbanas e as atividades industriais responsáveis pelas suas emissões, ou seja, as suas fontes antropogénicas. São ainda apresentados nestas tabelas, os efeitos de cada metal na saúde humana.

Tabela 5- Exemplos de fontes antropogénicas de Cádmio, Cobre e Níquel, presentes na AR urbana e os seus efeitos na saúde humana.

Metal	Fontes antropogénicas (adaptado de EEA (s.d.))	Efeitos na saúde humana (adaptado de ATSDR (s.d.))
Cádmio	A principal fonte é o setor de produção e transformação de metais, através do processamento de metais (como, zinco, alumínio, ferro e aço). Outras fontes são o sector de gestão dos resíduos (reciclagem de baterias) e sector da energia, como a combustão de combustíveis fósseis em centrais de energia.	Os compostos de cádmio e cádmio são carcinogénicos. A exposição a níveis muito altos irrita severamente o estômago, levando a vómitos e diarreia. A exposição prolongada leva à sua concentração nos rins, causando doença renal.
Cobre	A maioria das fontes advém da combustão de combustíveis fósseis em centrais de energia, produção de metal, incineradores de resíduos, e do setor de produção animal intensiva.	É essencial em pequenas quantidades todos os dias. A exposição a altos níveis de cobre pode causar náuseas, vómitos e diarreia. Em doses elevadas pode causar danos ao fígado e aos rins e até causar a morte.
Níquel	As fontes provêm principalmente da combustão de combustíveis fósseis, processos de mineração e refinação e da incineração de resíduos.	Os compostos de níquel e o níquel metálico são carcinogénicos. A exposição a grandes quantidades causa dores no estômago e efeitos adversos ao sangue e aos rins.

Tabela 6 - Exemplos de fontes antropogénicas de Chumbo e Zinco, presentes na AR urbana e os seus efeitos na saúde humana.

Metal	Fontes antropogénicas (adaptado de EEA (s.d.))	Efeitos na saúde humana (adaptado de ATSDR (s.d.))
Chumbo	As fontes provêm principalmente da produção e processamento de metais, da combustão de combustíveis fósseis nas centrais elétricas e da indústria química.	Pode afetar quase todos os órgãos e sistemas, mas apresenta especial toxicidade para o sistema nervoso. A exposição prolongada pode causar fraqueza em dedos, pulsos ou tornozelos, e anemia. A exposição a altos níveis pode prejudicar gravemente o cérebro, rins, sistema reprodutor e até causar a morte.
Zinco	A maioria das fontes advêm de processos de produção e transformação de metais, como instalações de tratamento de superfícies de metais e matérias plásticas que utilizam um processo eletrolítico ou químico, instalações para o processamento e fundição de metais ferrosos, instalações para a produção de metais brutos não ferrosos a partir de minérios, concentrados ou matérias-primas secundárias por processos metalúrgicos, químicos ou eletrolíticos e para a fusão de metais não ferrosos, incluindo ligas, produtos de recuperação (afinação, moldagem em fundição, etc.). Outras fontes são por exemplo o sector da energia, como a combustão de carvão em centrais elétricas e as indústrias de minerais, como instalações para o fabrico de produtos cerâmicos por cozedura, nomeadamente telhas, tijolos, tijolos refratários, ladrilhos, produtos de grés ou porcelanas, instalações de produção de vidro, incluindo fibra de vidro e instalações para a fusão de matérias minerais, incluindo a produção de fibras minerais.	É um elemento essencial da nossa dieta. Os efeitos nocivos iniciam-se com níveis 10-15 vezes superiores à quantidade necessária para uma boa saúde, causando a curto prazo cólicas estomacais, náuseas e vómitos. A exposição prolongada pode causar anemia e diminuir os níveis do colesterol bom.

Tabela 7 - Exemplos de fontes antropogênicas de Mercúrio, Crômio e Arsênio, presentes na AR urbana e os seus efeitos na saúde humana.

Metal	Fontes antropogênicas (adaptado de EEA (s.d.))	Efeitos na saúde humana (adaptado de ATSDR (s.d.))
Mercúrio	Apresenta várias fontes, incluindo incineração de resíduos, o seu uso na fabricação de baterias, produção de metal e combustão de carvão.	Os compostos de cloreto de mercúrio e o metilmercúrio são possíveis carcinogênicos. O sistema nervoso é muito sensível a todas as formas de mercúrio. A exposição a altos níveis de mercúrio metálico, inorgânico ou orgânico pode danificar permanentemente o cérebro, os rins e o desenvolvimento do feto. Os efeitos no funcionamento do cérebro podem resultar em irritabilidade, timidez, tremores, alterações na visão ou audição e problemas de memória.
Crômio	A maioria das fontes são da fabricação de produtos químicos, combustão de combustíveis fósseis, incineração de resíduos, fabricação de aço e instalações de curtumes de couros e peles. Uma fonte minoritária é a produção de vidro.	Os compostos de crômio hexavalente (VI), são carcinogênicos. O crômio (III) é um elemento essencial que ajuda o corpo a usar açúcar, proteína e gordura. O crômio (VI) pode causar irritação, úlceras no estômago e no intestino delgado, podendo evoluir para cancro do estômago, e ainda anemia. Os compostos de crômio (III) são muito menos tóxicos e não causam estes problemas.
Arsênio	A principal fonte é a combustão de combustíveis fósseis em centrais de energia, e através do seu uso em pesticidas e conservantes de madeira.	O arsênio inorgânico é uma substância carcinogênica. A exposição a níveis muito elevados pode resultar em morte. A exposição a níveis mais baixos pode causar náuseas e vômitos, diminuição da produção de glóbulos vermelhos e brancos, ritmo cardíaco anormal, danos nos vasos sanguíneos e sensação de "picadas" nas mãos e nos pés. A exposição prolongada pode causar um escurecimento da pele e o aparecimento de pequenos "calos" ou "verrugas" nas palmas das mãos, plantas dos pés e tronco, e pode aumentar o risco de cancro da pele e de cancro no fígado, bexiga e pulmões.

Na Europa, segundo a EEA (No 8/2012) apenas um terço das massas de água dos rios e um quinto de massas de água de transição, não sofrem pressões e impactos significativos pela poluição, exibindo boa ou alta qualidade do estado ecológico. No geral, 30 a 50% das massas de águas superficiais são afetadas por fontes difusas (poluição provocada fundamentalmente pela agricultura), causando, por isso, uma pressão elevada nos recursos hídricos. Contudo, os resultados da avaliação realizada para as fontes pontuais, ainda fazem destas uma pressão bastante significativa, mascarando muitas vezes o impacto da poluição pontual. Da poluição das massas de água dos rios e dos lagos, 20 a 25% são exercidas por fontes pontuais e, mais de 40% por fontes difusas; das massas de águas de transição, 46% são exercidas por fontes pontuais e, 34% por fontes difusas; das águas costeiras, 20% são fontes pontuais e 40% fontes difusas. Relativamente, ao estado químico das águas superficiais na Europa, as massas de água que foram classificadas com um fraco estado químico, tiveram por motivo principal a presença de metais e “outros poluentes”. Os “outros poluentes” é uma categoria que inclui vários tipos de químicos, como por exemplo, os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) e o tributilestano (TBT), ambos classificados como substância perigosa prioritária e ainda, quatro metais, cádmio e mercúrio também classificados como substâncias perigosas prioritárias, e o chumbo e níquel classificados como substâncias prioritárias. Como resultado verifica-se que, nas massas de água dos rios, os metais representam 20%, e os “outros poluentes” representam 52%; nos lagos, os metais são o poluente dominante, representando mais de 60%; nas águas de transição, os metais representam 43% e os “outros poluentes” 57%; e nas águas costeiras, os metais representam 50% e os “outros poluentes” 53%. Verifica-se ainda, que os metais são identificados como problemáticos por 21 Estados-Membros e são a causa dominante de mau estado químico nos rios em 12 Estados-Membros (EEA, No 8/2012).

1.2. Âmbito do relatório de estágio

O estágio curricular foi realizado na empresa concessionária Águas do Centro Litoral, S. A. (AdCL), no Polo do Lis. A empresa é uma sociedade anónima de direito privado e capitais públicos, integrada no Grupo Águas de Portugal. É responsável pela exploração e

gestão do Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água e de Saneamento do Centro Litoral de Portugal.

O Polo do Lis, em concreto, é responsável pela exploração e gestão do Sistema Multimunicipal de Saneamento do Lis.

Este estágio curricular teve como principal objetivo, a perceção da (s) causa (s) da contaminação com metais nas lamas tratadas em duas ETAR urbanas, a ETAR de Olhalvas e a ETAR do Coimbrão, que tem inviabilizado o encaminhamento para valorização agrícola deste resíduo.

A contaminação das lamas com metais nestas ETAR não é recente, contudo no ano de 2016 tomou maiores repercussões. Para melhor perceção, apresentam-se nas Figura 2, Figura 3 e Figura 4, os resultados obtidos nas análises realizadas às lamas tratadas na ETAR de Olhalvas e na ETAR do Coimbrão, desde o ano de 2014 até setembro de 2016, data da última análise, antes do início do presente estágio curricular. Nestas figuras, são ainda apresentados os valores dos VLE estabelecidos no Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, que as lamas têm de cumprir de forma a poderem ser encaminhadas para valorização agrícola. Concretamente, nas Figura 2 e Figura 3, podem observar-se os resultados da concentração de zinco e níquel, respetivamente, os dois metais que têm vindo a incumprir os valores dos VLE nas lamas tratadas na ETAR de Olhalvas, e na Figura 4, os resultados da concentração de zinco nas lamas tratadas na ETAR do Coimbrão, o único metal que tem tido incumprimentos.

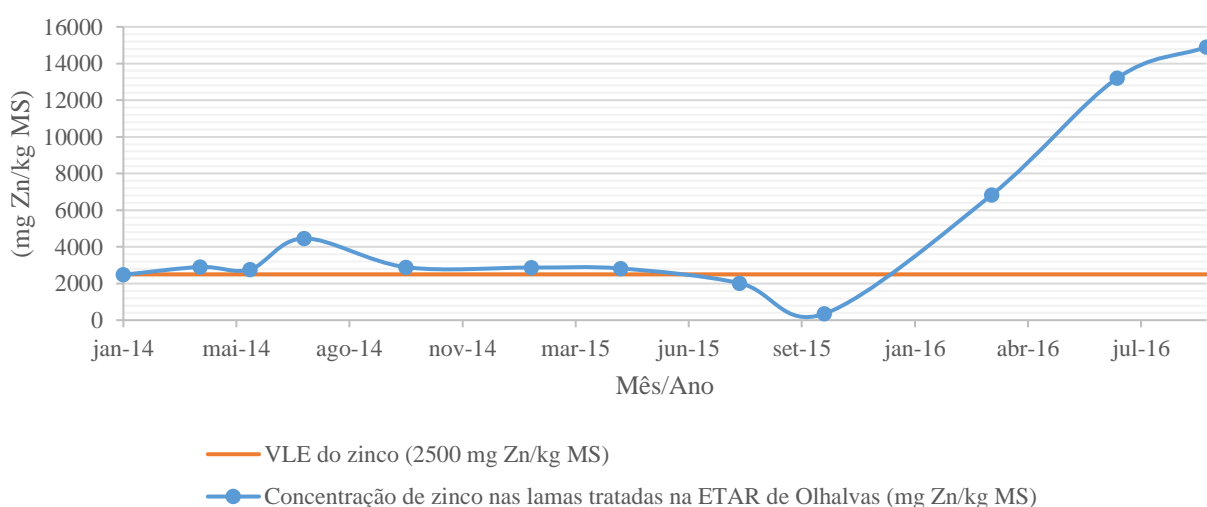


Figura 2 - Resultados das análises às lamas tratadas na ETAR de Olhalvas, da concentração de zinco, desde o ano de 2014 até setembro de 2016, comparativamente com o valor do VLE.

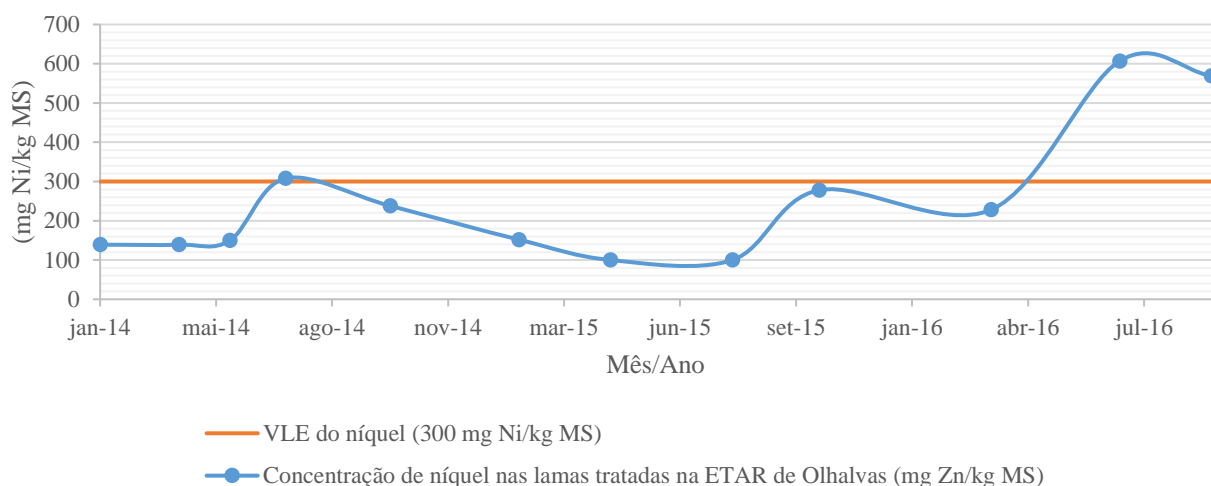


Figura 3- Resultados das análises às lamas tratadas na ETAR de Olhalvas, da concentração de níquel, desde o ano de 2014 até setembro de 2016, comparativamente com o valor do VLE.

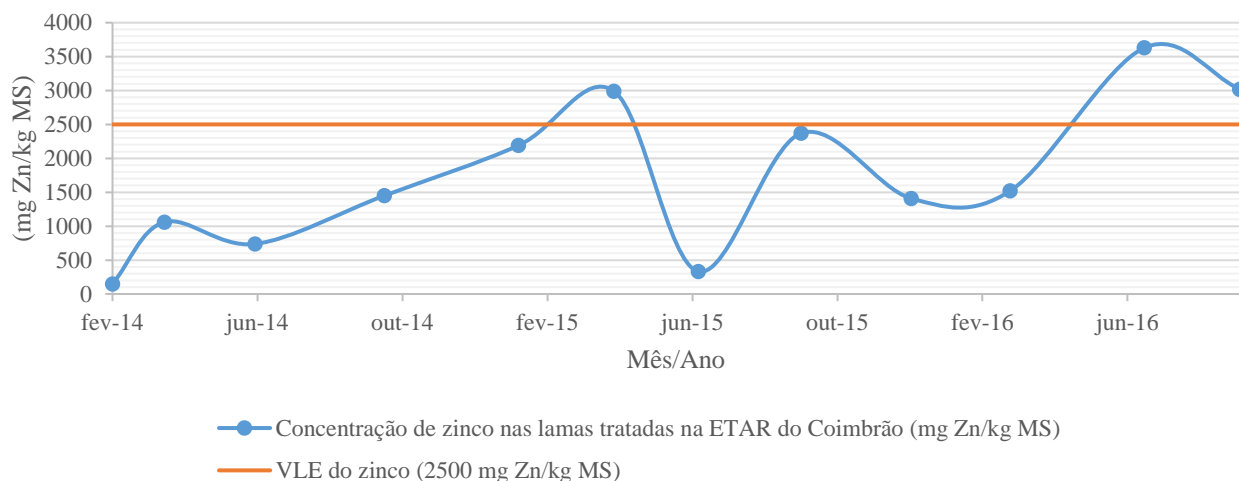


Figura 4 - Resultados das análises às lamas tratadas na ETAR do Coimbrão, da concentração de zinco, desde o ano de 2014 até setembro de 2016, comparativamente com o valor do VLE.

Onde se tem verificado a maior contaminação tem sido na ETAR de Olhalvas, como se pode observar nas Figura 2 e Figura 3. No ano de 2014, das cinco análises anuais efetuadas às lamas tratadas, em quatro, a aplicação direta das lamas em solos agrícolas foi proibida devido ao incumprimento da concentração de zinco, relativamente ao VLE fixado no Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, e dessas, em uma análise além do zinco foi ainda verificado o incumprimento no valor do níquel. No ano de 2015, das quatro análises efetuadas, em duas foi verificado o incumprimento no valor do zinco. No ano de 2016 até ao início do estágio, das três análises efetuadas, em todas foi incumprido o VLE do zinco, e em duas, ainda o VLE do níquel.

Verificou-se no ano de 2016, um agravamento da contaminação de zinco na ETAR de Olhalvas (Figura 2 e Figura 3). Nos anos de 2014 e 2015, os valores do teor de zinco, das análises em que ocorreu incumprimento, ultrapassaram ligeiramente o valor do VLE, tendo sido verificado apenas um valor mais alto em 2014, de 4 460 mg Zn/kg MS. Na única análise em se verificou incumprimento do níquel, o valor de concentração observado é muito próximo do VLE. Na primeira análise realizada às lamas no ano de 2016, a concentração do zinco (6 840 mg Zn/kg MS) quase triplicou o valor fixado pelo VLE, e na segunda e terceira, a concentração mais que quintuplicou o fixado pelo VLE (13 200 mg Zn/kg MS e 14 900 mg Zn/kg MS, respetivamente). Nas duas análises em que se verificou incumprimento do níquel, as concentrações verificadas (607 mg Ni/kg MS e 569 mg Ni/kg MS) correspondem ao dobro do valor de concentração VLE.

Na ETAR do Coimbrão, a contaminação verificada nas lamas tratadas tem sido menor, como se pode observar na Figura 4. Em 2015, das análises efetuadas, foi verificado um incumprimento do VLE para o zinco, com uma concentração ligeiramente superior ao VLE. No ano de 2016 até o início do estágio, das três análises efetuadas, em duas foi verificado incumprimento nos valores de zinco, valores superiores aos registados no ano de 2015 para a situação de incumprimento.

Apesar da ETAR do Coimbrão ser a ETAR onde se tem verificado uma contaminação menor, é a ETAR que trata maiores quantidades de lamas. Significando que, sempre que as lamas têm a sua aplicação direta em solos agrícolas proibida, a ETAR do Coimbrão, comparativamente à ETAR de Olhalvas, acarreta maiores quantidades a serem conduzidas para outros destinos finais. Este é um aspeto sensível para a AdCL em termos de sustentabilidade económica, tendo em conta os custos associados ao transporte e encaminhamento, os quais diferem consoante o destino final. A aplicação direta em solos agrícolas tem sido, e ainda se mantém, o destino final com menores custos associados.

Considerando que a presença destes poluentes nas ETAR provém das suas afluências, para se poder atingir o objetivo principal deste trabalho, foram desenvolvidas várias etapas de investigação, de forma a responder às seguintes questões:

- 1) Qual a afluência que contribui para a contaminação?
- 2) Existe algum incumprimento dos regulamentos ou da legislação em vigor?
- 3) Quais as medidas mitigadoras do problema?

2. Caracterização do tratamento de águas residuais

2.1. Tipos de tratamento convencionais

O tratamento das AR depende da sucessão de várias etapas (ou níveis), mediante a utilização de processos unitários físicos, químicos e biológicos que permitem remover da AR uma parte significativa das substâncias poluentes que se encontram em suspensão ou diluídas e que, após descarga poderiam prejudicar a qualidade das águas do meio recetor, o ambiente e a saúde pública.

Os níveis para um tratamento apropriado são variáveis, dependendo da dimensão do aglomerado populacional servido pela ETAR (características quantitativas e qualitativas das AR afluentes à ETAR), da localização da ETAR e das características e classificação do meio recetor da AR tratada (Decreto-Lei nº152/97, de 19 de junho).

O Decreto-Lei nº152/97 de 19 de junho demarca o tratamento secundário, como o nível de tratamento mínimo para sistemas de tratamento que sirvam aglomerados com um equivalente de população superior a 2 000. Faz ainda a diferenciação das condições de descarga de AR urbanas em zonas sensíveis (zonas propensas à eutrofização) das zonas menos sensíveis, impondo um tratamento mais rigoroso a sistemas de tratamento com um equivalente de população superior a 10 000 em zonas sensíveis, que reduza no mínimo 80% do fósforo total afluente e 70-80% do azoto total.

Pelas alterações introduzidas pelo Decreto-Lei n.º 149/2004 de 22 de junho, as licenças de descarga de AR em complemento dos valores paramétricos estabelecidos no Decreto-Lei n.º152/97 de 19 de junho podem ainda ter fixados outros parâmetros constantes da legislação aplicável, nomeadamente no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto. Ou seja, quando o meio recetor hídrico das AR ou as massas de água situadas a jusante é classificado de uso balnear, fonte de água para rega agrícola, águas piscícolas ou conquícolas e origem de água para produção de água para consumo humano, a Entidade Licenciadora pode exigir a aplicação do tratamento terciário em função das condições mais exigentes de descarga, como por exemplo, dos parâmetros microbiológicos.

Nas ETAR, o tratamento das AR não é apenas restrito ao seu objetivo principal (tratar os seus afluentes de modo a cumprir com a qualidade estabelecida na licença de descarga), atendendo que, através do tratamento dos seus afluentes são removido e/ou produzidos vários constituintes poluentes na forma líquida ou semissólida, as chamadas lamas. De facto, outro objetivo de extrema importância no tratamento das AR, é tratar as lamas de forma adequada para o destino final pretendido. São assim, reconhecidas duas fases no tratamento de AR, o tratamento da fase líquida e o tratamento da fase sólida, apresentadas resumidamente nos próximos subcapítulos.

2.1.1. Tratamento da fase líquida

Para atender aos objetivos específicos de tratamento, o tratamento da fase líquida contem quatro níveis de tratamento, nomeadamente o tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário ou de afinação (Metcalf & Eddy, 2016).

No tratamento preliminar, são aplicados geralmente processos unitários físicos, que permitem remover da AR, os sólidos grosseiros, areias, óleos e gorduras, que podem causar problemas operacionais ou de manutenção nos processos de tratamento e sistemas auxiliares a jusante (Metcalf & Eddy, 2016). Neste nível, é comum a utilização de pelo menos um dos seguintes processos unitários descritos resumidamente na Tabela 8.

Tabela 8 – Descrição sumária dos processos unitários físicos, utilizados no tratamento preliminar (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).

Processo de tratamento	Descrição
Gradagem	Sistema de grades com aberturas de tamanho uniforme, por onde a AR passa, retendo os sólidos de dimensão superior às aberturas (latas, garrafas, plásticos, trapos, pedaços de papéis, madeira, etc.). Estes sólidos grosseiros (gradados) podem ser removidos manualmente ou mecanicamente, e são armazenados em contentores até encaminhamento para um destino final adequado.

Tabela 8 - Descrição sumária dos processos unitários físicos, utilizados no tratamento preliminar (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)) (continuação).

Processo de tratamento	Descrição
Tamisação	<p>Permite a remoção de sólidos de menores dimensões (tamisados), comparativamente com o processo de gradagem, como por exemplo, pequenos trapos e papel, material plástico de diversos tamanhos, lâminas de barbear, areia, restos de comida, fezes, etc.. Os tamisadores são equipamentos constituídos por placas perfuradas, ou arame traçado com aberturas menores, e detêm limpeza automática. Usualmente, o sistema de tamisagem utilizado no tratamento preliminar é precedido de um sistema de gradagem com o objetivo de proteger o equipamento de danos provocados por entulhos de grande dimensão. Os tamisadores podem ainda ser utilizados, como processo alternativo ao tratamento primário ou para remoção de sólidos orgânicos em lamas, a montante dos seus processos de tratamento.</p>
Desarenamento	<p>O objetivo deste processo é retirar as areias do afluente (o termo areia integra, cascalho, cinzas, cascas de ovos, aparas de ossos, borra de café e outros materiais sólidos pesados, que têm velocidades de sedimentação ou gravidade específica substancialmente superiores aos sólidos orgânicos). Este processo pode ocorrer em tanques retangulares, quadrados ou tipo vórtice, permitindo velocidades baixas para que as areias mais densas que a água assentem por gravidade. As areias são depois removidas por uma raspadora de fundo e encaminhadas para o classificador de areias, de forma a serem extraídas com um teor mínimo de humidade.</p>
Desengorduramento	<p>O seu objetivo é retirar óleos e gorduras existentes na AR. Neste processo, recorre-se à introdução de ar na fase líquida para formação de bolhas finas. Com a ascensão das bolhas finas as partículas de óleo e gorduras vão-se agregando às bolhas, facilitando a separação e a acumulação à superfície. Após a sua remoção, por uma ponte raspadora, são geralmente encaminhadas para um concentrador de gorduras e, posteriormente, incorporadas no tratamento da fase sólida.</p>
Equalização	<p>Tem como objetivo a minimização e/ou controlo de flutuações nas características da AR afluente, de modo a melhorar a eficiência dos processos de tratamento. O tanque deve estar equipado com sistemas de arejamento e mistura, para prevenir problemas de odores e de deposição de sólidos. Podem ser aplicados em diversas situações, dependendo das características do sistema de drenagem a montante da ETAR (a equalização também pode ocorrer no poço de bombagem duma estação elevatória, evitando-se a utilização deste processo).</p>

Os resíduos originados pelos três primeiros processos unitários descritos na Tabela 8, nomeadamente os gradados, tamisados e as areias, têm a nível nacional, na maioria dos casos o seu encaminhamento para aterro (Varela, 2015).

O tratamento primário das AR encontra-se definido no Decreto-Lei nº 152/97 de 29 de junho, como *“qualquer processo físico e ou químico que envolva a decantação das partículas sólidas em suspensão, ou por outro processo em que a Carência Biológica de Oxigénio (CBO₅) das águas recebidas seja reduzida de, pelo menos, 20% antes da descarga e o total das partículas sólidas em suspensão das águas recebidas seja reduzido de, pelo menos, 50%”*.

Conforme foi referido pelo DL, no tratamento primário podem ser distinguidos dois níveis de tratamento, o nível de tratamento primário em que a remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica é realizado através de um processo unitário físico e, o nível de tratamento primário avançado em que a remoção é melhorada, tipicamente pela adição de compostos químicos, através da utilização de um processo unitário físico/químico. Na Tabela 9, esquematizam-se resumidamente a descrição destes níveis de tratamento.

A separação sólido-líquido nestes níveis de tratamento é realizada em decantadores primários. Os decantadores primários normalmente são projetados para proporcionar um tempo de retenção entre 1,5 a 2,5 horas, com base no caudal médio afluente. A limpeza, geralmente é efetuada por um braço giratório (ponte raspadora de fundo e de superfície), que remove lentamente as lamas primárias (os sólidos sedimentados) do fundo e os flutuantes na superfície (Metcalf & Eddy, 2016).

Tabela 9- Descrição sumária dos níveis de tratamento utilizados no tratamento primário (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).

Nível de tratamento	Descrição
Tratamento primário (Processos unitários físicos)	O objetivo é remover sólidos facilmente sedimentáveis e material flutuante. Neste processo, os sólidos suspensos e matéria orgânica na água depositam-se no fundo do decantador (sedimentam), por ação da força gravítica e o material flutuante ascende à superfície.
Tratamento primário avançado (Processos unitários físico/químicos)	O objetivo dos processos químicos (coagulação/floculação) é destabilizar as partículas através da adição de produtos químicos, sob uma mistura rápida (coagulação), seguindo-se da atuação do agente ligante, através da adição de um polímero sob mistura lenta (floculação), obtendo-se então, a formação de agregados ou flocos com partículas muito pequenas (partículas coloidais) e quimicamente destabilizadas. A utilização de processos químicos, seguidos de decantação primária, permite que os flocos formados sedimentem rapidamente.

O tratamento secundário das AR encontra-se definindo no Decreto-Lei nº 152/97 de 29 de junho, como o tratamento “*que envolve geralmente um tratamento biológico com decantação secundária ou outro processo que permita respeitar os valores*” de descarga do efluente tratado, relativos à CBO, CQO e SST.

Conforme foi referido no DL, o tratamento secundário é composto por processos unitários biológicos, que asseguram a remoção da matéria orgânica biodegradável da AR, sob forma coloidal, dissolvida ou suspensa, através de reações de oxidação biológica e por, processos unitários físicos, que proporcionam condições para a separação sólido-líquido.

Os processos unitários biológicos podem recorrer a vários ambientes bioquímicos, como os processos aeróbios (carecem de oxigénio), anaeróbios (não necessitam de oxigénio), anóxicos (sem oxigénio dissolvido e na presença de nitritos e/ou nitratos) e/ou processos mistos, baseando-se fundamentalmente, na aceleração de processos naturais de depuração, mediante a obtenção de condições adequadas à degradação biológica de algumas substâncias poluentes (temperatura, pH, nutrientes e tempo de residência).

A remoção de metais solúveis em processos biológicos também é verificada, podendo variar entre 50 a 98 %, dependendo da concentração inicial do metal, da concentração de sólidos no reator biológico (a mistura dos microrganismos responsáveis pelos processos

biológicos e AR) e do tempo de retenção de sólidos no sistema (Metcalf & Eddy, 2016). Segundo Azizi, et al. (2016), além das condições de operação dos processos biológicos, a concentração inicial dos metais é um fator limitante importante. Os autores verificaram que concentrações de metais superiores a 20 mg/L (5 mg/L de cádmio, zinco, níquel e cobre), apresentaram efeitos tóxicos para os microrganismos do processo biológico, reduzindo a eficiência de remoção dos poluentes e tendo como consequência a obtenção de um efluente tratado com valores de CBO e CQO superiores aos permitidos para descarga no meio receptor. Neste estudo, os autores monitorizaram ainda a remoção de metais na AR afluente com várias concentrações iniciais, demonstrando que, para concentrações superiores a 8 mg/L (2 mg/L de cada metal), as eficácias de remoção, tanto de metais como de matéria orgânica, diminuiram à medida que eram introduzidas concentrações mais elevadas.

A biomassa (a massa dos microrganismos presentes nos processos biológicos), possuindo um peso específico levemente superior ao da água, pode ser removida do líquido tratado por sedimentação gravitacional, formando as lamas secundárias. A separação sólido-líquido, geralmente é realizada em decantadores secundários. Os decantadores secundários apresentam características idênticas aos decantadores primários, relativamente às instalações e mecanismos de limpeza, mas, tendo em conta que recebem grande quantidade de sólidos flocculentos, requerem algumas considerações especiais. Para os decantadores secundários, a profundidade útil é sempre aumentada, de forma a melhorar a capacidade de armazenamento, principalmente nos períodos de grande variação de caudais e de carga de sólidos, melhorando desta forma o desempenho global do sistema de tratamento (Metcalf & Eddy, 2016).

Além do tratamento secundário convencional referido pelo DL, a remoção de nutrientes, azoto, fósforo ou ambos, é geralmente realizada neste nível, distinguindo-se assim dois níveis de tratamento, o secundário convencional e o secundário com remoção de nutrientes. Os processos unitários biológicos, utilizados nestes dois níveis de tratamento, podem ser divididos em duas categorias principais: processos biológicos com crescimento suspenso (lamas ativadas e lagunagem) e crescimento aderido (filtros biológicos) (Metcalf & Eddy, 2016). Na Tabela 10 é apresentado, de forma resumida, o funcionamento de alguns processos mais comuns para cada categoria.

Tabela 10- Descrição sumária dos processos unitários biológicos, usualmente utilizados no tratamento secundário.

Processo de tratamento	Descrição
Crescimento suspenso por lamas ativadas, sem remoção de nutrientes	<p>Processo de lamas ativadas de mistura completa com nitrificação – Este processo, exemplo do tratamento secundário convencional, é constituído pelos seguintes componentes básicos: um reator, no qual os microrganismos responsáveis pelo tratamento são mantidos em suspensão e arejados (tanque quadrado, retangular ou circular); uma unidade de separação sólido-líquido, geralmente um decantador secundário; e um sistema de recirculação de sólidos, as chamadas lamas ativadas, decantadas no decantador para o reator aeróbio, de forma a garantir uma concentração ideal/constante de microrganismos. Nesta configuração, o afluente combinado com a recirculação de lamas ativadas é introduzido no reator em vários pontos. No reator, todo o seu conteúdo é misturado pelos equipamentos de arejamento, permitindo obter características uniformes para a degradação da CBO e nitrificação. Uma vantagem deste processo é a diluição das cargas tóxicas que advêm do tratamento de afluentes com AR industriais. Esta configuração tem uma operação relativamente simples, mas tende a ter baixas concentrações de substratos orgânicos (baixa relação alimento/microrganismos), que pode causar lamas ativadas com más características de sedimentação (condições favoráveis para o crescimento dominante de bactérias filamentosas) (Metcalf & Eddy, 2016).</p>

Tabela 10 – Descrição sumária dos processos unitários biológicos, usualmente utilizados no tratamento secundário (continuação).

Processo de tratamento	Descrição
Crescimento suspenso por lamas ativadas, com remoção de nutrientes	<p>Existem várias configurações para a remoção de nutrientes. O uso de seletores em sistemas de lamas ativadas é mais comum, em função de várias vantagens, além de promoverem a remoção de azoto e fósforo, também melhoram a sedimentação das lamas ativadas, criando condições que desfavorecem o crescimento das bactérias filamentosas em prol do crescimento de bactérias formadoras de flocos. Das configurações mais utilizadas pode destacar-se:</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Processo <i>Ludzak-Ettinger</i> Modificado, MLE (sistema com remoção biológica de azoto) – criado para oferecer condições para a ocorrência da nitrificação e desnitrificação. Na configuração, apresenta um tanque anóxico (para a desnitrificação) a montante do tanque de arejamento (para a nitrificação), seguindo-se por último o decantador secundário. Ocorrem dois escoamentos de recirculação, a recirculação de nitrato, do tanque de arejamento para o tanque anóxico e, a recirculação de lamas ativadas, do decantador secundário para o afluente ao tanque anóxico. A configuração pré-anóxica assegura o substrato orgânico necessário à desnitrificação. Neste processo pode ainda ser realizada a remoção biológica de fósforo quando existe excesso de CBO durante a etapa anóxica, havendo disponibilidade de substrato para ser assimilado pelos microrganismos acumuladores de fósforo e quando o tempo de contacto a jusante é suficiente para as bactérias acumuladoras de fósforo oxidarem o carbono armazenado (Metcalf & Eddy, 2016).

Tabela 10 – Descrição sumária dos processos unitários biológicos, usualmente utilizados no tratamento secundário (continuação).

Processo de tratamento	Descrição
Crescimento suspenso por lamas ativadas, com remoção de nutrientes	<ul style="list-style-type: none"> ○ Processo <i>Phoredox</i>, ou processo A/O (processo de remoção de fósforo sem nitrificação) – este processo possibilita condições de vantagem competitiva aos microrganismos acumuladores de fósforo. Nesta configuração, é utilizado um tanque anaeróbio a montante do tanque de arejamento, seguindo-se o decantador secundário. Apenas existe a recirculação das lamas ativadas, decantadas no decantador para o afluente ao tanque anaeróbio. Apesar da remoção de fósforo diminuir se ocorrer nitrificação (deve evitar-se a presença de nitratos na recirculação de lamas ativadas, visto ir diminuir a vantagem competitiva pretendida com o tanque anaeróbio), processos com a remoção biológica combinada de fósforo e azoto, minimizam o impacto negativo do nitrato sobre o desempenho do processo de remoção biológica de fósforo e reduzem o consumo de energia do tratamento (Metcalf & Eddy, 2016). ○ Vala de oxidação – esta configuração, assegura a remoção de azoto, e é frequentemente utilizada para servir pequenas comunidades (quando o afluente tem concentrações de substrato orgânico mais baixas que os aceites nos processos descritos anteriormente), onde também não existam restrições relativamente há disponibilidade de área e se pretenda uma operação menos complexa. O tanque apresenta uma forma elíptica com paredes internas para formar canais, e é equipado com dispositivos mecânicos para arejamento e mistura. A jusante é sempre necessário que exista a separação sólido-líquido do efluente, geralmente por um decantador secundário. O afluente, combinado com a recirculação da lama ativada, vai ter um escoamento unidirecional no canal, promovido pela configuração do tanque, e pelos dispositivos de mistura e de arejamento. À medida que a AR deixa a região de arejamento, a concentração de oxigénio dissolvido diminui podendo ocorrer a desnitrificação a jusante. Como opera a concentrações de substrato orgânico baixas, requer maiores tempos de arejamento e retenção de sólidos, resultando na obtenção de um efluente tratado de alta qualidade e da produção de lamas secundárias muito estabilizadas (lamas com baixo poder de fermentação) e em baixa quantidade. Razão pela qual, com esta configuração, podem ser utilizados esquemas de tratamento simplificados, com a eliminação do tratamento primário e da digestão anaeróbia. Outra vantagem é relativa ao grande volume do tanque, que facilmente possibilita uma equalização adequada na ocorrência de caudais e cargas de pico (Metcalf & Eddy, 2016).

Tabela 10 – Descrição sumária dos processos unitários biológicos, usualmente utilizados no tratamento secundário (continuação).

Processo de tratamento	Descrição
Crescimento suspenso por lagunagem	<p>O recurso a lagoas é geralmente efetuado em áreas rurais para o atendimento de pequenas comunidades, e onde as exigências de descarga não sejam muito restritas. Nestes casos, os seus baixos custos de construção e operação, oferecem vantagens financeiras significativas sobre outros processos de tratamento. As lagoas são classificadas de acordo com a natureza da atividade biológica, havendo lagoas anaeróbias, facultativas (aeróbia e anaeróbia) e aeróbias. As lagoas aeróbias podem ainda ser distinguidas em lagoas arejadas e lagoas de maturação. As lagoas arejadas possuem equipamentos mecânicos para arejamento e agitação, sendo por isso, uma combinação de lagunagem com lamas ativadas. As lagoas de maturação normalmente encontram-se a jusante das arejadas, verificando-se por isso uma remoção da matéria orgânica reduzida, devido à baixa biodegradabilidade dos materiais remanescentes, mas uma elevada remoção dos organismos patogénicos. Podem ser utilizados vários arranjos, em série e em paralelo, dependendo dos objetivos. Por exemplo, um arranjo em série, recorrendo à utilização de todas as lagoas (uma lagoa anaeróbia, seguindo uma facultativa, uma arejada e por último de maturação) é benéfico quando é desejável uma elevada remoção de CBO e de organismos patogénicos, verificando-se também, uma menor concentração de algas comparativamente aos arranjos em paralelo (remoção da cor e da turvação). Já as operações em paralelo são benéficas por proporcionarem uma melhor distribuição dos sólidos sedimentados (Metcalf & Eddy, 1995).</p>

Tabela 10 – Descrição sumária dos processos unitários biológicos, usualmente utilizados no tratamento secundário (continuação).

Processo de tratamento	Descrição
Crescimento aderido por filtros biológicos	<p>Leito percolador – é o processo mais utilizado com crescimento aderido não submerso, aplicado para a remoção de CBO e nitrificação. Neste processo, o tanque utilizado é constituído por um meio filtrante (suporte), o sistema de distribuição do afluente e o sistema de drenagem. O meio filtrante é composto por material inerte, normalmente brita ou material plástico, onde os microrganismos têm a possibilidade de se aderirem e crescerem, formando o chamado biofilme. A AR é distribuída uniformemente sobre a superfície do meio filtrante, através do distribuidor rotativo, percorrendo todo o biofilme até chegar ao sistema de drenagem. O sistema de drenagem, além de receber o efluente juntamente com o excesso de biomassa desprendida do biofilme, tem ainda a função de propiciar uma área aberta para a circulação de ar (natural ou arejamento forçado). Não é necessário realizar a recirculação de sólidos para assegurar o biofilme, mas pode efetuar-se a recirculação do efluente tratado para manter o meio filtrante húmido, quando o caudal afluente é baixo e, pelo facto de esse procedimento melhorar o fornecimento de oxigénio e a eficiência do tratamento. Após este processo biológico, segue-se a unidade de separação sólido-líquido, geralmente um decantador secundário. Apesar do processo descrito apresentar menor consumo de energia, uma operação simplificada, menor necessidade de manutenção dos equipamentos e melhor recuperação após a ocorrência de cargas tóxicas, comparativamente aos sistemas de lamas ativadas, são mais sensíveis a baixas temperaturas, produzem um efluente com maiores concentrações de CBO e SST e apresentam grande dificuldade na remoção biológica de azoto e fósforo (Metcalf & Eddy, 2016).</p>

O último nível de tratamento da fase líquida é a implementação de um nível de tratamento terciário. Surge, como um complemento aos níveis de tratamentos anteriores, tanto pela exigência de qualidade do meio recetor como pela reutilização prevista para a AR tratada.

O tratamento terciário, através da utilização de diversas tecnologias, tem como finalidade a remoção de determinados poluentes, que ainda se mantêm na AR, como por exemplo, sólidos suspensos ou dissolvidos, microrganismos patogénicos, metais e ainda, nutrientes.

As tecnologias para a remoção dos constituintes remanescentes podem ser classificadas como operações por transferência de massa e processos de transformação química e/ou biológica. A remoção de contaminantes por operações de transferência de massa, são utilizadas para a separação de material/massa de uma fase para outra, ou pela sua concentração numa das fases (diferem dos processos de separação que proporcionam remoção pela transferência física de um estado diluído para um estado concentrado, pois a separação é só devida, às características particulares dos constituintes e pela força da gravidade). Os processos de transformação química e/ou biológica utilizam reações químicas ou biológicas para transformar os contaminantes.

Na Tabela 11 apresentam-se resumidamente as operações unitárias mais utilizadas para a remoção de sólidos suspensos e, de igual forma, os processos unitários mais utilizados para a destruição ou inativação de microrganismos.

Tabela 11- Descrição sumária das operações unitárias e processos unitários, usualmente utilizados no tratamento terciário (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).

Operações e processo de tratamento	Descrição
Operações unitárias para remoção de sólidos suspensos	<p>Das principais operações unitárias para a remoção de sólidos suspensos, destacam-se a filtração em profundidade (passagem do afluente através de um leito filtrante com meio granular ou compressível) e a filtração em superfície (passagem do afluente através de um material de suporte porosos, malha ou tela de filtração e, de pequena espessura), como as mais utilizadas no tratamento terciário de AR:</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Filtração em profundidade – é habitualmente utilizada, na remoção complementar de sólidos suspensos (incluindo CBO não solúvel e fósforo), para reduzir a carga de sólidos lançados no meio recetor e, como etapa preliminar do processo de desinfecção, especialmente quando se utiliza sistemas de desinfecção de radiação UV. Um exemplo é o filtro rápido convencional, com meio granular profundo. É composto pela estrutura de drenagem (o meio filtrante, de areia ou antracito, seguido de uma camada de suporte, normalmente brita) e pela câmara de drenagem. O afluente entra pelo canal superior, atravessa o meio filtrante e é recolhido na estrutura de drenagem. Com o tempo, vai surgindo a acumulação de sólidos nos interstícios do meio granular, resultando no aumento da perda de carga no filtro e na turvação do efluente, sendo necessário realizar a lavagem do filtro, por operações de contralavagem. A contralavagem é realizada utilizando água limpa e ar, com um escoamento em sentido contrário ao da filtração (pela câmara de drenagem) e com um caudal suficiente para fluidizar (expandir) o meio granular. Outro exemplo é a filtração em dois estágios. Esta, além de remover sólidos suspensos e turvação, também é utilizada para a remoção de fósforo após processos de precipitação química. São utilizados dois filtros em série, o primeiro com leito filtrante constituído de partículas de areia grossa, para aumentar o tempo de contacto e minimizar os entupimentos e o segundo, com partículas mais finas para remoção das partículas que passaram no primeiro filtro.

Tabela 11 – Descrição sumária das operações unitárias e processos unitários, usualmente utilizados no tratamento terciário (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)) (continuação).

Operações e processo de tratamento	Descrição
Operações unitárias para remoção de sólidos suspensos	<ul style="list-style-type: none"> ○ Filtração em superfície – Tem sido utilizada para várias aplicações: substituição de filtros profundos na remoção de sólidos em suspensão; remoção de sólidos em suspensão e algas de efluentes de processos de lagunagem; e como unidade de pré-tratamento para a microfiltração, ultrafiltração ou desinfecção por radiação UV. A operação de filtração em superfície tem a vantagem de, requerer uma menor área para a instalação e menor necessidade de manutenção. As configurações dos filtros são variáveis, mas o mais comum é a configuração em disco. O material filtrante pode ser dividido em duas categorias: bidimensionais, fabricados com tecidos sintéticos e material metálico (geralmente aço inoxidável) entrelaçados; e meios filtrantes tridimensionais, fabricados com tecidos de fibras de poliéster prensados ou fibras sintéticas tecidas. Podem ser utilizados dois métodos de limpeza do meio filtrante, a remoção por vácuo (utilizada para filtros que operem com escoamento de fora para dentro) e com jatos de água a alta pressão em operação contínua ou intermitente (para filtros com escoamento de dentro para fora). No modo de contralavagem contínua, a produção de filtrado e a contralavagem ocorrem simultaneamente. No modo de contralavagem intermitente, os jatos de água de alta pressão são ativados somente quando a perda de carga através do meio filtrante atinge um valor pré-estabelecido.

Tabela 11 – Descrição sumária das operações unitárias e processos unitários, usualmente utilizados no tratamento terciário (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)) (continuação).

Operações e processo de tratamento	Descrição
Processos unitários para destruição ou inativação de microrganismos	<p>O processo de desinfecção tem como objetivo atingir um nível de destruição ou inativação de microrganismos patogénicos, de forma a minimizar o risco de surtos de infeção. A desinfecção, geralmente é obtida com o uso de agentes químicos e de radiação não ionizante, sendo a desinfecção com cloro e seus derivados, o agente químico mais utilizado, e a radiação UV a mais utilizada dentro das radiações não ionizantes. Resumidamente:</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ A desinfecção com cloro e seus derivados é uma desinfecção eficaz, com um custo de implementação relativamente baixo, dependendo da dosagem e dos sistemas de segurança necessários. A manutenção da concentração de cloro residual, livre ou combinado no efluente, é importante para assegurar a eficácia da desinfecção. A quantidade de cloro necessário para atingir um determinado nível de cloro residual, está relacionada com a quantidade gasta na oxidação de matéria oxidável (orgânica e inorgânica como ferro, manganês) e na reação com a amónia, o chamado ponto de quebra. Depois de ultrapassado o ponto de quebra, toda a adição subsequente origina um teor de cloro residual diretamente proporcional à quantidade adicionada. Contudo, o efeito residual do cloro também apresenta efeitos tóxicos no meio ambiente, podendo ser necessário utilizar complementarmente a descloração como forma de minimização. A descloração é realizada geralmente pela adição de um agente redutor, por exemplo, dióxido de enxofre ou pelo processo de absorção em carvão ativado. Este processo comparativamente à tecnologia com radiação UV, tem como desvantagens: a formação de subprodutos da desinfecção (substâncias cancerígenas e modificadoras do sistema endócrino dos organismos); aumentar a concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT); e necessitar de tempos de contato relativamente longos.

Tabela 11 – Descrição sumária das operações unitárias e processos unitários, usualmente utilizados no tratamento terciário (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)) (continuação).

Operações e processo de tratamento	Descrição
Processos unitários para destruição ou inativação de microrganismos	<ul style="list-style-type: none"> ○ A radiação UV é um processo físico, com propriedades germicidas (alterações na informação genética que impedem a multiplicação), mais eficaz que o cloro para a inativação da maioria dos vírus, esporos e cistos. Os constituintes dissolvidos no afluente apresentam impacto sobre a desinfecção por radiação UV, tanto de forma direta, por meio da absorvância (aumento da absorvância atenua a intensidade de radiação UV), tanto pela ocorrência de depósitos nos tubos de quartzo onde as lâmpadas são instaladas, fazendo com que a intensidade de radiação no meio líquido diminua. Para contornar este problema, a maioria dos sistemas de desinfecção por radiação UV comercializados dispõem de sistemas de limpeza, quer mecânicos, ou mecânicos e químicos. Também, corantes orgânicos e inorgânicos, metais (o mais relevante é o ferro), compostos orgânicos complexos e sólidos suspensos totais, podem absorver radiação, resultando na redução da eficiência de desinfecção. Os impactos ambientais associados decorrem principalmente do facto de os sistemas UV utilizarem uma maior quantidade de energia elétrica, em comparação aos outros processos de desinfecção.

Para a remoção de metais existem várias operações unitárias. Destas destacam-se:

- Precipitação química - É a operação unitária mais utilizada para a maioria dos metais, como, o arsénio, bário, cádmio, cobre, mercúrio, níquel, selénio e zinco. Nesta operação, os precipitantes químicos, coagulantes ou floculantes (como os polímeros) são utilizados para aumentar o tamanho dos metais dissolvidos, produzindo um precipitado de metais insolúveis, que pode ser facilmente removido por meio dos processos unitários físicos, geralmente por decantação. Os precipitantes mais comuns incluem o hidróxido (OH^-) e o sulfureto (S^{2-}). As reações de precipitação quer sejam na forma de hidróxidos ou sulfuretos, apresentam um ponto de solubilidade mínimo, e o valor do pH, nessas condições varia de metal para metal. Os metais podem ainda, ser removidos por co-precipitação com o fósforo, por exemplo, com a adição de coagulantes como alumínio, ferro ou cálcio (Metcalf & Eddy, 2016). Os polímeros, comparativamente aos precipitantes/coagulantes inorgânicos apresentam várias vantagens, visto serem eficazes numa gama de pH mais alargada e poderem ser aplicados em doses mais baixas, que conseqüentemente formam precipitados menos volumosos, mais concentrados, e que sedimentam mais rapidamente. A utilização de polímero pode ser seguida de um processo de flotação com ar dissolvido para a separação gravitacional do precipitado, este processo encontra-se detalhado na Tabela 13 (Al-Zoubi, et al., 2015). O manuseamento e a deposição final das lamas resultantes da precipitação química são uma das maiores dificuldades associadas ao tratamento químico, visto serem produzidos grandes volumes de lamas, que por um lado, apresentam elevada contaminação com metais, e por outro, devido aos compostos químicos adicionados, apresentam ainda uma poluição secundária associada (Metcalf & Eddy, 2016). Outras desvantagens devem-se, aos seus elevados custos operacionais, devido aos produtos químicos utilizados e ao consumo elevado de energia (K., 2015). Na literatura, observa-se atualmente uma abordagem à volta da química “verde” para a utilização desta operação, ou seja, ambientalmente amigável, centrada na substituição dos polímeros sintéticos por materiais de ocorrência natural, os denominados biopolímeros ou biofloculantes (Abdel-Raouf MS & Abdul-Raheim ARM, 2017). A título de exemplo, destaca-se a investigação de um biofloculante de polissacarídeos, produzido por uma estirpe bacteriana, isolada da esponja marinha (Sajayan, et al., 2017).

- Adsorção - A adsorção é utilizada para a remoção de substâncias que estão em solução com acumulação destas substâncias na fase sólida. O tratamento por adsorção envolve a passagem do líquido a ser tratado pelo leito de um material adsorvente, fixo ou fluidizado, mantido num filtro, ou, a mistura do material adsorvente com o afluente a ser tratado num dispositivo específico, seguida da separação do material adsorvente saturado por sedimentação ou filtração. Os adsorventes à base de carvão ativado são os mais utilizados em função do seu custo relativamente baixo. A monitorização e o controle do processo são fundamentais, uma vez que o desempenho dos sistemas de carvão ativado é afetado por variações no pH, temperatura e caudal. Em muitos casos, a aplicação económica da operação de adsorção com carvão ativado, depende da utilização eficiente, por regeneração e reativação do carvão, após a sua capacidade ter sido saturada, viabilizando a sua reutilização (Metcalf & Eddy, 2016). Na literatura, têm-se observado a investigação de outros materiais baratos, não poluentes, biodegradáveis e economicamente viáveis, como adsorventes. Estes materiais podem ser provenientes de resíduos agrícolas (com ou sem modificações químicas), e ainda de biomassa viva ou não viva (Abdel-Raouf MS & Abdul-Raheim ARM, 2017). Os materiais bioadsorventes apresentam em geral, menor capacidade de adsorção relativamente aos materiais convencionais, mas os seus custos de síntese e de regeneração, tornam estes materiais potencialmente competitivos (Kyzas & Kostoglou, 2013). São vários os exemplos encontrados na literatura: a utilização de folhas e extratos de casca de *Moringa olifera* modificados quimicamente (para melhorar as suas capacidades de adsorção), para biossorção de afluentes com concentrações baixas de metais, contudo ainda são necessários mais estudo para a recuperação e reutilização destes bioadsorventes (K., et al., 2016); a utilização de sementes de groselha, para a biossorção de afluentes com concentrações de zinco até 50 mg Zn/L (Muthusamy & A., 2017); a utilização de vários resíduos agrícolas para a conversão por pirólise em carvão ativado (Sulyman, et al., 2016); a utilização de fungos da espécie *Beauveria bassiana* para a bioacumulação de afluentes com vários metais presentes (Gola, et al., 2016).
- Troca iónica - É uma operação unitária na qual ocorre a substituição de iões específicos de uma fase sólida insolúvel por outros iões presentes em solução, verificando-se assim, a remoção de espécies iónicas dissolvidas de uma fase líquida para uma fase sólida. É por isso altamente dependente do pH, a especiação (distribuição de um elemento químico entre várias espécies químicas) dos metais

presentes e a interação entre os iões permutáveis com as resinas. A operação dos sistemas de troca iónica é sempre intermitente, pois há necessidade de regeneração, contudo, a alimentação pode ser contínua ou intermitente. Na operação com alimentação contínua, as resinas são colocadas em filtros, ou outra estrutura similar, e a corrente líquida a ser tratada passa através do leito de resinas, de forma similar ao que ocorre na filtração em meio granular (um exemplo da filtração em profundidade descrita na Tabela 11). Quando a capacidade da resina é saturada, o leito é submetido a uma operação de contralavagem para a remoção de sólidos em suspensão e descompactação. Após contralavagem, é necessário realizar a regeneração das resinas, utilizando-se soluções com concentrações adequadas de cloreto de sódio, ou ácido, no caso de resinas catiónicas, ou soluções alcalinas, no caso das resinas aniónicas. Após a regeneração, o excesso da solução de regeneração deve ser removido. Dentro das resinas catiónicas, existem ainda as quelantes, conhecidas pela elevada seletividade para remoção de metais específicos, tais como as zeólitas. A viabilidade económica da troca iónica aumenta significativamente quando a operação é utilizada para a remoção e recuperação dos metais (Metcalf & Eddy, 2016).

- Filtração por membrana – Nas operações unitárias de separação por membrana, além de partículas coloides, também é possível remover moléculas orgânicas e iões dissolvidos. As membranas funcionam como uma barreira seletiva que permite a passagem de certos constituintes presentes na AR, retendo outros. Das tecnologias existentes para a filtração por membrana, as utilizadas para a remoção de metais são a nanofiltração e a osmose reversa. Na nanofiltração (pode remover partículas com tamanhos entre 0,0009-0,01 nanómetro) e osmose reversa (pode remover partículas com tamanhos entre 0,0001-0,002 nanómetro), são utilizadas membranas densas, originando a solubilidade e difusão das moléculas de água pela membrana, impedindo a passagem das espécies iónicas e moléculas orgânicas ao longo da membrana. É necessário efetuar um pré-tratamento ao afluente, para remoção de sólidos suspensos, recomendando-se por exemplo, a utilização da filtração em profundidade, ou outras tecnologias de filtração por membrana, como a microfiltração e ultrafiltração. São ainda necessárias, limpezas químicas de pelo menos uma vez por mês, para reestabelecer e manter o fluxo de água através das membranas. As correntes de concentrados, contralavagem e limpeza química, são as mais difíceis de gerir devido à elevada concentração de substâncias dissolvidas,

principalmente inorgânicas (Metcalf & Eddy, 2016). Na literatura, são ainda relatadas outras tecnologias de filtração por membranas promissoras para a remoção de metais, baseadas nas técnicas de precipitação e troca iônica. É o caso da complexação seguida de ultrafiltração, utilizando um polímero como agente quelante e solúvel em água (Huang, et al., 2015). As vantagens da complexação-filtração são a alta seletividade de separação, devido ao uso de uma ligação seletiva e baixas exigências de energia (K., 2015). Segundo Huang et. al. (2015), o polímero testado, a polivinilamina (PVAm), teve um bom desempenho na remoção de metais em afluentes com baixas concentrações, quando foi combinado com a ultrafiltração, além disso, pode ser utilizado como floculante para remoção de metais por precipitação química, apresentando um bom desempenho em afluentes com elevadas concentrações.

2.1.2. Tratamento da fase sólida e opções de deposição final

Do processo de tratamento da fase líquida resultam lamas que apresentam características diversas, consoante o tipo de AR a tratar, as operações ou processos utilizados, e em que nível de tratamento foram originadas. Na Tabela 12 são apresentados, os principais níveis de tratamento geradores de lamas em ETAR convencionais, bem como as respetivas características físico-químicas e energéticas típicas (as lamas secundárias são originadas por um processo de lamas ativadas com crescimento suspenso) (Metcalf & Eddy, 2016).

Tabela 12 - Características físico-químicas e energéticas das lamas produzidas nos principais níveis de tratamento da fase líquida: lamas primárias e lamas secundárias originadas por um processo de lamas ativadas com crescimento suspenso (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).

	Lamas primárias		Lamas secundárias	
	Gama	Típico	Gama	Típico
Sólidos voláteis (%)	60-85	75	60-85	70
Matéria seca (%)	1-6	3	0,4-1,2	0,8
Densidade das lamas	-	1,02	-	1,05
pH	5-8	6	6,5-8	7,1
Azoto (N, % de ST)	1,5-4	2,5	2,4-5	3,8
Fósforo (P ₂ O ₅ , % de ST)	0,8-2,8	1,6	2,8-11	5,5
Potássio (K ₂ O, % de ST)	0-1	0,4	0,5-0,7	0,6
Poder energético (MJ/kg SSV)	23-29	25	19-23	20

Observando a Tabela 12, é de notar os elevados teores de sólidos voláteis, indicativos da quantidade de matéria orgânica existentes nas lamas, e pelo contrário, as baixas percentagens de matéria seca, apontando o alto teor de água ainda presente. Estas características invalidam que este resíduo possa ser encaminhado diretamente para um destino final adequado, sem antes ser sujeito a tratamento (Metcalf & Eddy, 2016), apesar de este representar uma grande parte dos custos operacionais globais nas ETAR (Gebreyessus & Jenicek, 2016). Note-se que, por um lado, as lamas não estando estabilizadas, vão passar por um processo de decomposição e inevitavelmente subsequente formação de maus odores e aumento dos microrganismos patogénicos, resultando num

resíduo com um elevado potencial dano ambiental e à saúde pública; por outro lado, a pequena parte na forma sólida presente nas lamas, acarreta um maior peso e volume a ser transportado e depositado num destino final adequado, aumentando os custos imputados ao setor produtivo (Metcalf & Eddy, 2016).

A seleção dos processos utilizados para o tratamento das lamas, é afetada diretamente pela legislação nacional existente e consoante o destino final pretendido (Metcalf & Eddy, 2016).

As lamas das ETAR, tratando-se de um resíduo, têm a sua gestão abrangida pelo Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho. Este DL, que procede a alterações ao Regime Geral da Gestão de Resíduos, estabelece uma hierarquia de gestão de resíduos, dando prioridade à prevenção e redução, reciclagem e a outros tipos de valorização dos resíduos produzidos. Este modelo de licenciamento permite assegurar e prevenir antecipadamente, situações de deposição incompatíveis com os objetivos de salvaguarda do ambiente e da saúde pública, elegendo-se destinos de reciclagem/ valorização das lamas, e evitando a sua deposição em aterro.

Em Portugal e também na Europa, o principal destino final para as lamas das ETAR tem sido a valorização agrícola. Do ponto de vista económico, a aplicação em solos agrícolas tem sido e ainda se mantém como o destino final com menores custos associados, e por outro lado, do ponto de vista agrónomo, as características edafo-climáticas nacionais aconselham a promoção da valorização agrícola das lamas, devido ao grande contributo para a fertilidade dos solos e para a reciclagem de nutrientes (PENSAAR 2020, 2015b). Indiretamente, a valorização agrícola das lamas das ETAR, leva ainda à diminuição da quantidade de fertilizantes químicos aplicados, para um desenvolvimento saudável das culturas (Metcalf & Eddy, 2016).

As lamas das ETAR apresentam diversas características que tornam a sua aplicação nos solos agrícolas bem-sucedida (Tabela 12). A matéria orgânica contida nas lamas melhora as propriedades físicas do solo, por meio da melhor granulação, capacidade de infiltração, retenção de água e arejamento do solo. Contribui ainda para a capacidade de troca de cátions do solo, o que permite a retenção de potássio, cálcio e magnésio, e aumenta a diversidade biológica do solo que tornam o azoto, potássio e fósforo biodisponíveis, ou seja, prontos a serem utilizados pelas plantas (Metcalf & Eddy, 2016). São ainda ricas em maiores ou menores quantidades de todos os elementos essenciais ao crescimento e desenvolvimento

das plantas: em macronutrientes, os nutrientes de que as plantas necessitam em quantidades relativamente elevadas (azoto, fósforo e potássio, os principais nutrientes dos fertilizantes) e, micronutrientes (ferro, manganês, cobre, crómio, selénio e zinco), também essenciais para o crescimento das plantas mas em quantidades menores face aos macronutrientes (podendo ser fitotóxicas, ou seja, ter efeito tóxico sobre as plantas, se aplicados em excesso) (Decreto-Lei n.º103/2015, de 15 de junho; Metcalf & Eddy, 2016).

Além dos constituintes físico-químicos referidos, existem muitos mais poluentes que são removidos no tratamento da fase líquida pelas lamas, tais como, outros metais, compostos orgânicos tóxicos e microrganismos patogénicos, capazes de prejudicar o solo, conforme a sua natureza e as quantidades aplicadas. Para salvaguarda dos valores ambientais e da saúde humana, a aplicação das lamas das ETAR em solos agrícolas encontra-se regulada por legislação nacional, através do Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro. Este DL visa *“garantir que a aplicação das lamas não prejudica a qualidade do ambiente, em especial das águas e dos solos, e não constitui um risco para a saúde pública”*. Neste DL encontram-se os requisitos de qualidade e restrições para a aplicação das lamas em solos agrícolas, verificáveis através da conformidade com os valores limite de emissão de concentrações estabelecidos, relativos a metais (cádmio, cobre, níquel, chumbo, zinco, mercúrio e crómio), compostos orgânicos tóxicos e microrganismos patogénicos. Segundo este DL, é ainda obrigatória a realização de análises às lamas pelas entidades produtoras, para determinação de parâmetros agronómicos (matéria seca; matéria orgânica; pH; azoto total; azoto nítrico e amoniacal; fósforo total; potássio total; magnésio total e cálcio total), metais e microrganismos patogénicos, com uma frequência regular, variável consoante a produção anual de lamas. São previstos também outras condições, nomeadamente a quantidade de metais e nutrientes que podem, anualmente, ser introduzidos nos solos pela deposição das lamas das ETAR.

Outra exigência do Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, é o tratamento a efetuar às lamas das ETAR, se a valorização agrícola é o destino pretendido. Segundo este DL, as lamas das ETAR só podem ser aplicadas em solos agrícolas *“após serem submetidas a tratamento por via biológica, química ou térmica, por armazenagem a longo prazo ou por qualquer outro método adequado que reduza significativamente o seu poder de fermentação e os inconvenientes sanitários da sua utilização”*.

Neste subcapítulo irão ser abordados os métodos de tratamento da fase sólida mais utilizados nas ETAR, tendo em vista a valorização agrícola das lamas. Estes podem ser

divididos, em quatro fases essenciais: o espessamento, a estabilização, o condicionamento e a desidratação.

O método de espessamento tem como principal objetivo o aumento da concentração dos sólidos, pela remoção da fração líquida das lamas. A consequente redução do volume das lamas torna o processo de tratamento global mais económico, uma vez que o volume dos tanques de armazenamento e dos equipamentos de tratamento a jusante podem ser menores. Além disso, havendo menor volume de lamas a tratar, diminui a quantidade de químicos e energia a aplicar nos métodos de tratamentos posteriores e melhora o desempenho. Neste método de tratamento, são aplicados geralmente processos unitários físicos e os mais utilizados são os espessadores gravíticos e flotação por ar dissolvido (Tabela 13).

Tabela 13 - Descrição sumária dos processos unitários físicos, usualmente utilizados no método de espessamento (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).

Processo de tratamento	Descrição
Espessadores gravíticos	É frequentemente utilizado para espessamento das lamas primárias e secundárias em simultâneo. Em instalações de grande porte, por vezes é utilizado apenas para o espessamento das lamas primárias. Neste processo de tratamento são utilizados tanques muito similares aos decantadores convencionais (utilizados no tratamento da fase líquida): normalmente um tanque circular, alimentado por um poço central, e equipado com ponte raspadora de fundo para agitação lenta, permitindo a escapatória da água e do gás aprisionado nas lamas. As lamas espessadas são retiradas do cone de descarga central localizado no fundo e o sobrenadante é removido pela parte superior do espessador.
Flotação por ar dissolvido	É utilizado para o espessamento de lamas secundárias. O espessamento das lamas é realizado através da injeção de bolhas finas de ar, que se aprisionam nas partículas da lama, fazendo com que a lama flutue e possa ser removida à superfície pelo raspador de superfície. As microbolhas de ar necessárias à flotação são fornecidas pelo sistema de pressurização. A flotação pode ser auxiliada pela adição de polímero, podendo obter-se um aumento da recuperação de sólidos na lama espessada de 85% para 98 a 99%, e ainda redução do caudal recirculado.

A estabilização das lamas tem como finalidade a eliminação de maus odores, redução de microrganismos patogénicos e, inibição, redução ou eliminação do potencial de decomposição da matéria orgânica. O processo de tratamento mais utilizado para a estabilização das lamas é a digestão anaeróbia em regime mesófilo, que permite a obtenção de um resíduo com um grau de atenuação de microrganismos patogénicos regular, mas com um bom grau de atenuação da decomposição e redução de odores; durante a digestão ocorre a produção de biogás, que pode ser captado evitando desta forma a libertação de gases para a atmosfera, sendo posteriormente aproveitado para a produção de energia térmica e eléctrica, ajudando a diminuir os custos do processo; e permite a redução do volume de lamas e a melhoria das suas características para as fases de tratamento a jusante. Na Tabela 14 apresenta-se resumidamente o funcionamento deste processo unitário biológico.

A digestão anaeróbia em algumas ETAR pode ser realizada em codigestão com outros resíduos orgânicos, aproveitando assim a capacidade total de digestão da instalação. A codigestão é indicada como favorável, tendo em consideração diferentes fatores: técnicos, especialmente quando o resíduo que é combinado com as lamas produzidas na ETAR apresenta um efeito sinérgico, principalmente pela elevação da carga de sólidos voláteis; económicos, visto a adição de certos substratos ao sistema de digestão anaeróbia poder estimular a atividade biológica e melhorar o desempenho da digestão em termos da produção de biogás e, é ainda desenvolvida uma nova fonte de receitas pela cobrança de taxas para o resíduo recebido para codigestão; e ainda ambientais, visto assim conseguir reduzir-se as emissões de gases que contribuem para o efeito de estufa, especialmente o gás metano (Metcalf & Eddy, 2016).

Tabela 14 - Descrição sumária do processo unitário biológico, usualmente utilizado no método de estabilização das lamas (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).

Processo de tratamento	Descrição
Digestão anaeróbia em regime mesófilo	<p>A digestão anaeróbia em regime mesófilo é projetada para operar na faixa de temperaturas entre 30 a 38 °C, e é realizada normalmente em reatores de alta taxa num só estágio, mistura completa, sem separação do sobrenadante e alimentação uniforme e contínua. Geralmente, o digestor tem forma cilíndrica, com fundo e cobertura na forma de cone e inclinação elevada. A mistura adequada dentro do digestor é geralmente conseguida com a recirculação de biogás, utilizando o sistema de gás confinado, onde o gás é coletado no topo do digestor, é comprimido e descarregado pelos tubos de pequeno diâmetro inseridos num tubo condutor no centro do digestor. A energia necessária para o aquecimento do digestor está associada à perda de calor através das paredes, coberturas e outros componentes do digestor e à elevação da temperatura das lamas espessadas que entram no digestor. Para diminuir a perda de calor, os digestores são projetados normalmente com isolamento ou revestimento das paredes e coberturas. Para o aquecimento das lamas geralmente é utilizado um sistema de cogeração. O sistema de cogeração além de gerar energia térmica, para o aquecimento das lamas através de um sistema de permutadores de calor, gera ainda energia elétrica que pode ser usada na instalação nos períodos horários em que as tarifas da energia elétrica são altas, e pode ainda ser vendida. O uso de permutadores de calor para o aquecimento das lamas, apresenta ainda outra vantagem, permite que a lama espessada fria possa ser misturada e aquecida em conjunto com a lama que já se encontra em processo de digestão, contribuindo para a homogeneização e inoculação. Note-se que, para o aproveitamento do biogás no sistema de cogeração, é necessário realizar-lhe um pré-tratamento, para a remoção de sulfureto de hidrogénio, normalmente recorrendo ao carvão ativado. O sulfureto de hidrogénio reage facilmente com a água condensada presente no biogás, dando origem a uma solução diluída de ácido sulfúrico, contribuindo para a corrosão e erosão das tubulações de transporte de gás e dos equipamentos de cogeração.</p>

O chorume, que pode ainda ser vulgarmente denominado de lamas suinícolas, varia significativamente a sua composição conforme a espécie pecuária, a sua idade e com o seu regime alimentar. Mas em geral, é caracterizado por elevados teores de matéria orgânica, sólidos totais, coliformes, amoníaco, azoto total, fósforo total, cloretos e cor. Relativamente

aos teores de matéria seca, normalmente apresentam valores abaixo dos 4%, como resultado da diluição das águas de lavagem das pocilgas (MADRP, 1997; Amendoeira, 2011).

O chorume é ainda caracterizado pelos elevados teores de cobre e zinco, devido à utilização destes metais como aditivos à alimentação dos suínos, e que inevitavelmente são excretados pelos animais por não serem absorvidos na totalidade. A ingestão em simultâneo de cobre e zinco apresenta um efeito positivo sobre o crescimento do animal, evitando também todos os problemas de saúde que advêm da carência destes metais. Por exemplo, a carência de cobre pode causar depressão do crescimento, anemia, curvatura das pernas, fraturas espontâneas; enquanto a carência de zinco pode causar lesões da pele e também crescimento lento (Monteiro, et al., 2010).

Após a digestão anaeróbia, segue-se o método de condicionamento das lamas digeridas. Este método é utilizado com a finalidade de melhorar as características das lamas digeridas, para a remoção de água (para a desidratação, o método de tratamento a jusante) (Metcalf & Eddy, 2016). O condicionamento químico é o processo mais utilizado neste método (Tabela 15).

Tabela 15 - Descrição sumária do processo unitário químico, usualmente utilizado no método de condicionamento das lamas digeridas (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).

Processo de tratamento	Descrição
Condicionamento químico	Neste processo são normalmente utilizados polímeros orgânicos catiónicos solúveis em água, de forma a permitir a floculação dos sólidos suspensos e das partículas presentes nas lamas digeridas, melhorando assim as características de separação sólido-líquido. Os polímeros catiónicos podem ser adquiridos na forma sólida, líquida ou em emulsão, dependendo: da eficácia da etapa de desidratação pretendida; dos custos; do espaço necessário para armazenamento e manipulação do polímero bruto; da necessidade de equipamentos para a preparação, amadurecimento e alimentação da solução polimérica; e de questões associadas à segurança. O polímero deve ser adicionado às lamas digeridas, num ponto próximo do equipamento de desidratação. A dosagem ótima de polímero a adicionar para a obtenção de um determinado potencial de desidratação, apresenta uma relação linear, entre a quantidade de polímero e a matéria seca das lamas digeridas.

Por fim, a lama digerida é sujeita ao método da desidratação, com a finalidade de separar o material sólido da fração líquida, resultando num material com maior concentração de sólidos, e com menor volume e peso, contribuindo assim para a diminuição dos custos associados ao seu transporte e encaminhamento a destino final (Metcalf & Eddy, 2016). Neste método são geralmente utilizados processos unitários físicos e, destes, o mais usual é a utilização das centrífugas (Tabela 16).

Tabela 16 - Descrição sumária do processo unitário físico, usualmente utilizado no método da desidratação (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).

Processo de tratamento	Descrição
Desidratação por centrífugas	As centrífugas são equipamentos mecânicos, com forma cilíndrica, montados horizontalmente, e com alimentação constante. No seu interior possui um cilindro rotativo e um dispositivo helicoidal. O dispositivo helicoidal gira a velocidades ligeiramente superiores ao cilindro, gerando forças centrífugas, fazendo com que as lamas sejam pressionadas contra o cilindro rotativo e compactadas. O dispositivo helicoidal transporta ainda a lama para a extremidade oposta à alimentação, ocorrendo assim o aumento consecutivo da concentração de sólidos. A lama desidratada é encaminhada para o local de armazenamento e o sobrenadante é geralmente retornado ao aflente da ETAR. Dependendo do tipo de lamas digeridas, a matéria seca nas lamas desidratadas pode variar entre 20 a 30 %.

Apesar do tratamento acima descrito, as lamas das ETAR podem não estar em conformidade com os valores limite constante no Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, sendo a sua aplicação em solos agrícolas proibida. Segundo a APA (2013), em Portugal, as lamas das ETAR que não tiveram como destino final a valorização agrícola, foram valorizadas através do processo de compostagem, em menores quantidades, eliminadas para aterro sanitário, e foram apenas em pequenas quantidades, valorizadas por outras operações de valorização (excetuando a operação de armazenamento para valorização e valorização energética) ou eliminadas por outras operações de eliminação. É assim evidenciada a prática generalizada do tratamento por compostagem, por forma a manter a valorização agronómica das lamas, garantindo assim os níveis de segurança e adequada proteção ambiental e da saúde humana, e por outro lado, evidenciado a quase inexistência de outras opções de valorização.

Na Tabela 17 encontra-se descrito de forma resumida o processo de compostagem. Importa mencionar que a compostagem pode tornar-se dispendiosa, devido aos custos energéticos e de manutenção associados. Para manter os níveis de oxigénio adequados,

poderá necessitar de arejamento mecânico, além disso se não se conseguir atingir a temperatura desejada poderá ser necessário o fornecimento de mais energia térmica para o tratamento (Metcalf & Eddy, 2016). Sendo por isso, uma opção de valorização das lamas das ETAR que, ao ser necessária, aumenta os custos imputados aos setores produtivos.

Tabela 17 - Descrição sumária do processo de compostagem (adaptado de Metcalf & Eddy (2016)).

Processo de tratamento	Descrição
Compostagem	<p>Segundo o Decreto-Lei n.º 103/2015, de 15 de junho, a compostagem é “a degradação biológica aeróbia dos resíduos orgânicos até à sua estabilização, produzindo uma substância húmica, designada por composto, utilizável como corretivo orgânico do solo”. Durante a compostagem vão existir três estágios associados às diferentes temperaturas, obtendo-se assim a higienização do material, isto é, a eliminação ou redução significativa dos microrganismos patogénicos existentes nas lamas, a degradação da matéria orgânica (redução na ordem dos 20% a 30% de sólidos voláteis) e a redução do teor de água. Estes três estágios são: o estágio mesófilo, o estágio inicial em que a temperatura na pilha de lamas aumenta até aproximadamente 40 °C, com o surgimento de fungos e bactérias produtores de ácido; estágio termófilo, a temperatura aumenta de 40 ° a 70 °C, e os organismos inicialmente presentes são substituídos por bactérias termófilas, actinomicetos e fungos termófilos, ocorre ainda a máxima degradação e estabilização da matéria orgânica presente; por último, o estágio de cura, caracterizado pela redução da atividade microbiológica e pela substituição dos organismos termófilos por bactérias e fungos mesófilos, ocorrendo ainda a evaporação adicional de água do material composto, assim como a estabilização do pH e a completa formação de ácidos húmicos. Geralmente, a compostagem consiste nas seguintes etapas básicas: 1) pré-processamento, mistura das lamas desidratadas com um material condicionador (material orgânico adicionado com a finalidade de reduzir o teor de humidade e aumentar o volume dos espaços vazios de forma a possibilitar o melhor arejamento das pilhas) ou estruturante (compostos orgânicos ou inorgânicos adicionados com a finalidade de fornecer suporte estrutural e aumentar a porosidade da mistura, de forma a possibilitar um arejamento eficaz; 2) decomposição de alta taxa, controlada pelo arejamento da pilha por meio da injeção de ar ou por revolvimento mecânico, ou a combinação dos dois métodos; 3) recuperação do material estruturante no fim da etapa de decomposição de alta taxa ou de cura; 4) cura adicional ou armazenamento, o que permite uma estabilização adicional e o arrefecimento do composto; 5) pós-processamento, é frequentemente utilizado na preparação do composto finalizado para a comercialização, pode incluir por exemplo, o peneiramento do composto para a remoção de materiais não biodegradáveis, como metais e plástico, ou trituração para redução de tamanho.</p>

A tendência atual na Europa e também em Portugal é a do progressivo alargamento das opções para o destino final na gestão das lamas das ETAR, de modo a que sejam assegurados níveis acrescidos de ecoeficiência, através da valorização para outros usos e a compatibilização das exigências legais com a sustentabilidade ambiental e económica da gestão, de forma a alcançar a proporcionalidade entre o custo da medida e o benefício ambiental. A adoção de outros destinos finais na gestão das lamas das ETAR, é um objetivo imperioso nos próximos anos, face à atual dificuldade em aplicar a totalidade das lamas geradas na agricultura, quer pelas maiores condicionantes na fertilização de culturas, quer pelo aumento da oferta de produtos concorrentes com as lamas das ETAR (como por exemplo, os composto de resíduos sólidos urbanos e outros materiais biodegradáveis), ou pelas exigências legais “restritivas” associadas à valorização agrícola das lamas (PENSAAR 2020, 2015b).

No que respeita ao processo de decisão quanto à valorização das lamas das ETAR, devem ser consideradas alternativas que, melhorem as características das lamas com vista à sua valorização agrícola, assegurando elevados níveis de segurança e do ponto de vista económico tornando o fertilizante competitivo, de modo a fomentar o seu consumo pelos agentes económicos agrícolas locais e nacionais; promovam soluções integradas, com a criação de sinergias com outros setores (por exemplo o setor industrial) na exploração do potencial de reutilização das lamas como matéria-prima ou combustíveis de outros processos, através da adaptação dos processos produtivos das unidades indústrias para o consumo de lamas, criando mais-valias mútuas dos pontos de vista, económico e ambiental (PENSAAR 2020, 2015b).

Para desenvolver uma estratégia alternativa de gestão das lamas das ETAR, são descritas na literatura várias possibilidades de reutilização/valorização, que se afiguram técnico e economicamente promissoras, dentro das linhas de ação para o desenvolvimento sustentável. A título de exemplo, destaca-se:

- Produção de um novo fertilizante – Um estudo recente realizado na Alemanha, investigou e otimizou diferentes parâmetros da aplicação do tratamento termoquímico (a diferentes temperatura e condições reductoras, e com vários aditivos) às lamas das ETAR, com vista à obtenção de um fertilizante rico em fósforo e altamente disponível para as plantas, e que simultaneamente diminui o teor de metais,

de forma a garantir baixos conteúdos metálicos e abaixo dos requisitos legais. Importa frisar que no estudo em referência, foram apenas utilizadas lamas produzidas em ETAR com remoção de fósforo por via de processos físico/químicos e por via da remoção biológica de nutrientes (Steckenmesser, et al., 2017).

- Incorporação em tijolos e produção de cerâmicas - As lamas das ETAR podem ser utilizadas como matéria-prima junto com a argila. Verificou-se que a incorporação das lamas das ETAR provocou a redução do encolhimento do material, a produção de um produto final com uma cor vermelha mais intensa, e economias energéticas no processo produtivo (devido ao material orgânico presente nas lamas). Contudo, é necessário especial monitorização das quantidades introduzidas, visto que com o aumento da proporção de lamas utilizadas, é verificada uma redução da resistência mecânica e de tração dos produtos finais (Ahmad, et al., 2016).
- Reutilização como matéria-prima para argamassa – A substituição parcial de cimento ou areia por lamas das ETAR na produção de argamassa, pode ser outra solução integrada. Contudo, é apenas considerada segura quando este material não tem de ser sujeito a forças de carga, visto que a introdução de lamas resulta na redução da resistência à compressão. Outra desvantagem advém da maior absorção de água no processo produtivo, quando as lamas das ETAR são incorporadas (Ahmad, et al., 2016).
- Valorização energética – As lamas das ETAR apresentam valor energético. A título de exemplo, segundo o Despacho n.º 17313/2008, o gás natural tem um poder calorífico inferior de 45,1 MJ/kg e os gases de aterro/lamas para valorização agrícola e outros biogases, de 50,4 MJ/kg. Sendo por isso possível a sua utilização para gerar energia, através da produção de gás de síntese (hidrogénio e monóxido de carbono) pelo processo de gaseificação e/ou pirólise (processos irreversíveis de modificação química dos compostos por ação do calor, a gaseificação ocorre com limitação de oxigénio e a pirólise ocorre na ausência de oxigénio), e ainda, através da produção de óleo e combustível líquido. Para que seja possível obter energia pelos processos de gaseificação e pirólise, as lamas das ETAR devem ter uma matéria seca superior a 75%, encontrar-se na forma granular, um certo grau de uniformidade e baixa quantidade de pó. A conversão das lamas em óleo ou em um combustível líquido, apesar de ser atualmente considerada uma tecnologia promissora, tem sido inviabilizada pelos elevados custos de investimento e de operação (Metcalf & Eddy, 2016). Contudo, a produção em larga escala, utilizando uma grande quantidade de

lamas, é apontada como a solução necessária para reduzir estes custos e tornar o processo economicamente viável, como demonstrado por um recente estudo efetuado nos Estados Unidos (Seiple, et al., 2017).

- Eliminação por incineração ou coincineração – Apesar de ser uma operação de eliminação, nos casos em que não é possível a valorização, esta opção conduz a várias vantagens, comparativamente à opção de eliminação em aterro. Além de poder reduzir a matéria biodegradável nos aterros, e a formação de lixiviados e contaminantes dos solos, como os metais, no processo de incineração são produzidos gases de exaustão quentes, que podem ser utilizados para várias necessidades energéticas. Também as cinzas produzidas nos processos de incineração podem ser consideradas um material inerte, e serem utilizadas em aplicações comerciais, como na fabricação de cimento, asfalto, etc; são reduzidos os volumes do produto final, o que resulta em menor área para disposição final; geralmente não é necessário a estabilização das lamas (pelo facto de, no método de estabilização, ocorrer redução dos sólidos voláteis, o que resultará no aumento de consumo de combustível auxiliar), sendo apenas obrigatório a desidratação das lamas, recomendando-se para esse fim, valores de matéria seca entre 30 a 35%. A incineração das lamas da ETAR pode ocorrer em estações dedicadas a este propósito, ou em conjunto com resíduos sólidos urbanos, em coincineração (Metcalf & Eddy, 2016). Num estudo realizado recentemente em Itália, é demonstrado a viabilidade económica da implementação do processo de incineração apenas para as lamas das ETAR em sistemas de tratamento de grande dimensão, com um custo associado de 63 – 65 euros/t. (Panepinto, et al., 2016).

2.2. ETAR de Olhalvas

A ETAR de Olhalvas, localizada em Leiria, na proximidade da confluência do rio Lis com a Ribeira de Sirol, trata AR urbanas (Hidrocontrato, 2001).

No ano 2035, prevê-se que a ETAR irá tratar um caudal diário em tempo seco de 7 639 m³/dia e em tempo de chuva de 8 571 m³/dia, correspondendo a cerca de 52 096 habitantes-equivalentes de AR domésticas e 7 500 habitantes-equivalentes de AR industriais, num total de 59 596 habitantes-equivalentes (Hidrocontrato, 2001).

O efluente tratado da ETAR é descarregado no rio Lis, a montante do centro da Cidade de Leiria. Tendo em conta a qualidade das águas superficiais e a área topográfica da ETAR, o nível de tratamento implementado é o tratamento secundário com remoção biológica de azoto, pelo processo de lamas ativadas com crescimento suspenso do tipo *Ludzak-Ettinger* Modificado (Hidrocontrato, 2001).

Por questões de otimização dos recursos humanos e técnicos existentes na AdCL (Polo do Lis), na ETAR de Olhalvas são tratadas conjuntamente com as lamas produzidas, as lamas espessadas transportadas por autotanque, de outras ETAR do sistema que não dispõem de desidratação local.

O tratamento da fase sólida que é efetuado na ETAR de Olhalvas tem em vista a valorização agrícola das lamas. Na Figura 5 encontram-se esquematizados, de forma simplificada, os processos de tratamento da fase líquida e sólida, assim como os fluxos internos na ETAR.

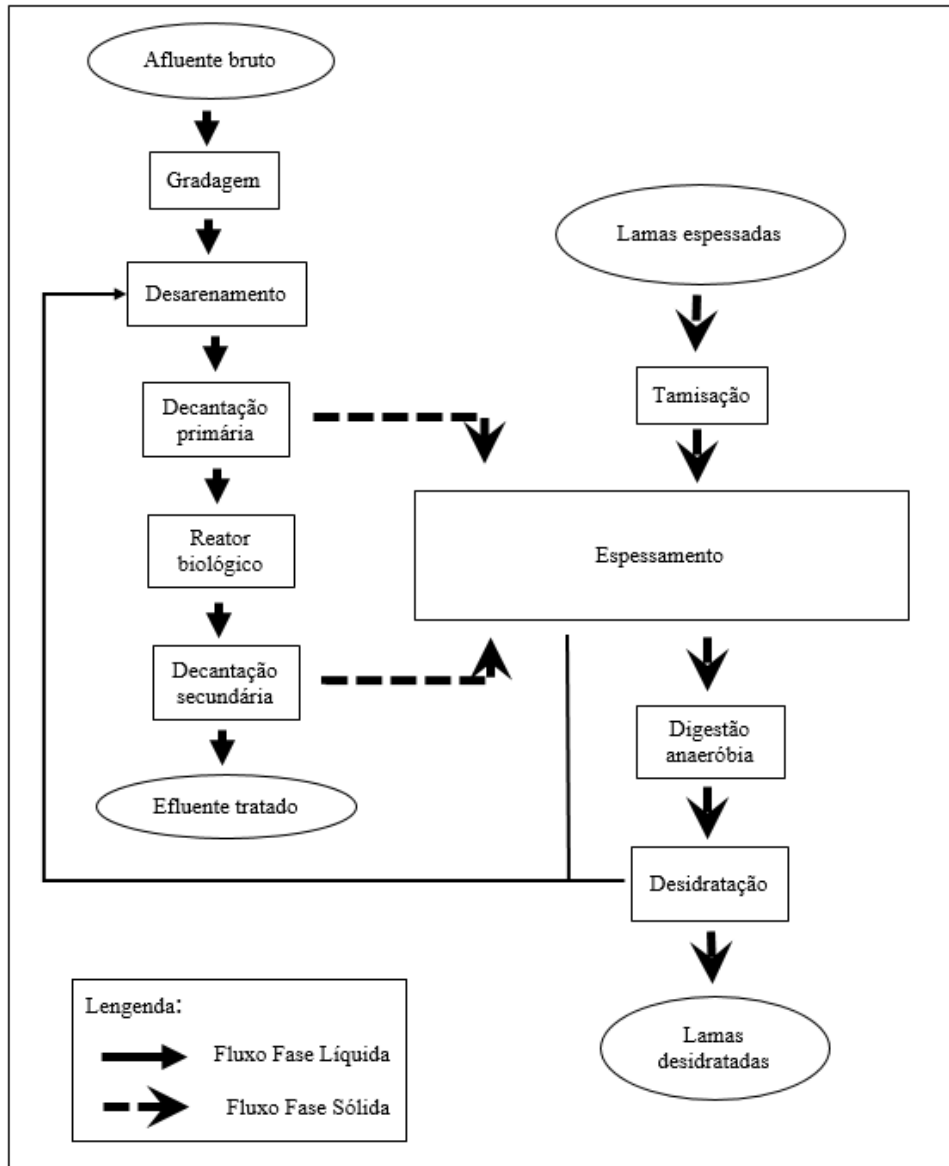


Figura 5 - Esquema geral de tratamento da fase líquida, fase sólida e fluxos internos, da ETAR de Olhalvas.

2.3. ETAR do Coimbra

A ETAR do Coimbra, localizada a oeste de Coimbra, concelho de Leiria, trata AR urbanas, incluindo efluentes domésticos, comerciais, industriais e efluentes de zonas industriais, de uma zona que se estende por cerca de 40 km de Sul (Porto de Mós) para Norte (Monte Redondo), e 22 km de Oeste (Marinha Grande) para Este (Colmeias), incluindo grande parte da cidade de Leiria e os lugares dos concelhos da Marinha Grande, Batalha e Porto de Mós (SIMLIS, 2004).

A ETAR recebe também, até construção e início de exploração da Estação de Tratamento de Efluentes Suinícolas (ETES) da Região do Lis, um caudal máximo de 280 m³/d de efluentes não tratados das explorações de suinicultura da região.

A ETES da Região do Lis será concebida de forma a permitir o tratamento dos efluentes de 425 explorações agropecuárias, dispersas pelos concelhos de Leiria, Batalha e Porto de Mós (Recilis, 2009).

No ano 2024, não se prevendo a evolução dos caudais e cargas após este ano, a ETAR irá tratar um caudal médio de 37 997 m³/dia, correspondendo a cerca de 220 000 habitantes-equivalentes (SIMLIS, 2004).

O efluente tratado da ETAR é descarregado no rio Lis, perto da ponte de Galeota, entre Coimbra e Vieira de Leira. Tendo em conta a qualidade das águas superficiais face aos usos do rio Lis (de acordo com o Decreto-Lei n.º236/98 de 1 de agosto), e a sua classificação como zona sensível, o nível de tratamento implementado é o tratamento terciário, definindo-se como esquema de tratamento a remoção de matéria orgânica e fósforo pelo processo de lamas ativadas de crescimento suspenso do tipo *Phoredox* (A/O), a filtração em filtros de areia e desinfecção com recurso a radiação UV (SIMLIS, 2004).

O tratamento da fase sólida que é efetuado na ETAR tem em vista a valorização agrícola das lamas. Na Figura 6 encontram-se esquematizados, de forma simplificada, os processos de tratamento da fase líquida e sólida, assim como os fluxos internos na ETAR.

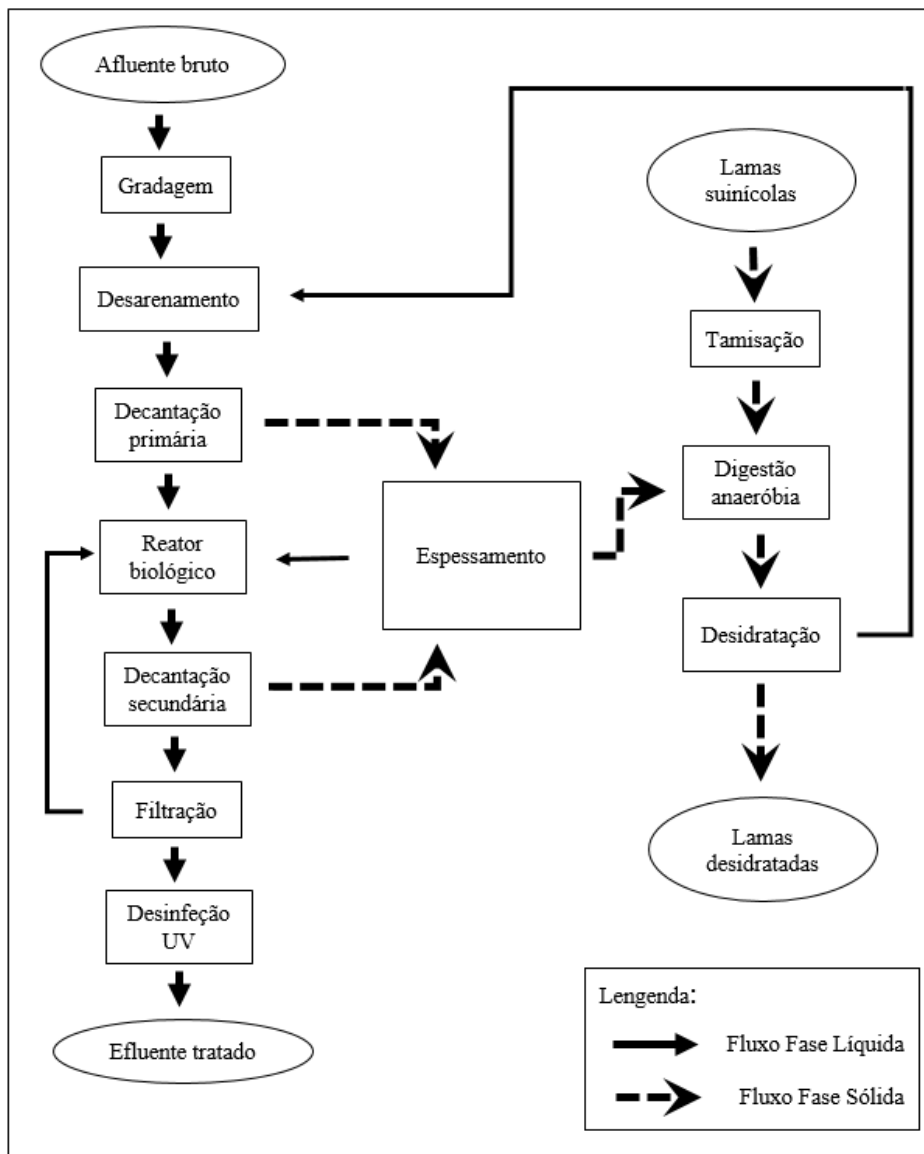


Figura 6 - Esquema geral de tratamento da fase líquida, fase sólida e fluxos internos, da ETAR do Coimbra.

Importa sublinhar, como observado na Figura 6, que a linha de tratamento da fase sólida é realizada em separado até à digestão anaeróbia, para as lamas mistas geradas na ETAR (primárias e secundárias), e para as lamas suinícolas rececionadas.

3. Metodologia

No estudo desenvolvido, pretendeu-se confirmar a (s) causa (s) da contaminação de lamas tratadas com metais, em duas ETAR urbanas da AdCL, Polo do Lis, a ETAR de Olhalvas e a ETAR do Coimbrão, que tem inviabilizado o encaminhamento das mesmas para valorização agrícola.

A contaminação das lamas com metais nestas ETAR não é recente, contudo no ano de 2016 tomou maiores repercussões. Visto não haver histórico consistente da afluência de metais à ETAR de Olhalvas e à ETAR do Coimbrão, optou-se por dar início à monitorização da AR afluyente às ETAR (ao fluxo de entrada da fase líquida).

A monitorização do afluyente bruto teve como finalidade a quantificação do zinco que, como já foi referido, é o metal que incumpe o VLE fixado no Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, nas duas ETAR em estudo. Apesar de, na ETAR de Olhalvas se ter verificado também incumprimento em relação ao níquel, estabeleceu-se como prioridade de estudo, o metal que tem apresentado concentrações mais elevadas relativamente ao VLE.

Contudo, a presença deste poluente nas ETAR advêm de várias contribuições difusas, verificando-se que a monitorização do afluyente bruto era inconclusiva. Foi decidido, caracterizar as principais afluências de zinco às ETAR, ou seja, centrar o estudo nos dois fluxos de entrada (da fase líquida e sólida), por forma a identificar qual a afluência que motiva a contaminação nas lamas tratadas, e auxiliar a tomada de decisão no futuro.

Considerando que, nos processos de tratamento das ETAR, existem vários fluxos internos, realizar um balanço de massas completo para o parâmetro em estudo, não seria possível por falta de dados de monitorização. Optou-se por simplificar o balanço de massas a efetuar, considerando vários pressupostos:

- 1) As afluências principais de zinco às ETAR acumulam-se na totalidade nas lamas tratadas, desprezando as perdas pela fração líquida. Pormenorizando: toda a carga mássica de zinco quantificada no fluxo de entrada da fase líquida fica depositada nas lamas originadas pelos processos de tratamento da fase líquida, e permanece na totalidade nas lamas tratadas; toda a carga mássica de zinco quantificada no fluxo de entrada da fase sólida, permanece na totalidade nas lamas tratadas.
- 2) A densidade das lamas é igual a 1.

3) Não foram considerados os tempos de retenção de sólidos dos vários órgãos de tratamento da fase sólida.

Posteriormente, decidiu-se perceber as perdas de zinco na fração líquida, através da monitorização do processo da desidratação e aferir as concentrações de zinco nas lamas tratadas das ETAR, iniciando-se a monitorização das lamas desidratadas. Com a monitorização do processo da desidratação, e em concreto, a monitorização das lamas digeridas à entrada da centrífuga e escorrências da centrífuga, pretendeu-se validar se todo o zinco precipitaria nas lamas, ou se haveria uma concentração significativa na fração líquida, de forma a apurar a pertinência em aperfeiçoar o primeiro pressuposto utilizado nos balanços de massa efetuados. Com a monitorização das lamas desidratadas (o fluxo de saída da fase sólida), pretendeu-se validar os balanços de massas efetuados.

O facto de o estudo ter sido centrado nas principais afluentes às ETAR, evidenciou a necessidade de incluir outras monitorizações que não foram previstas inicialmente. Em concreto, o estudo foi alargado à ETAR do sistema em que se verificou existir uma concentração superior de zinco, e que poderia justificar a situação da ETAR de Olhalvas. Nesta ETAR, iniciou-se a monitorização do afluente bruto (a monitorização das lamas produzidas manteve-se à chegada da ETAR de Olhalvas), representando a entrada do fluxo de metais na fase líquida (a única afluência de zinco à ETAR).

Na Figura 7 está apresentado um esquema geral de tratamento, comum à ETAR de Olhalvas e Coimbra, com a identificação dos locais de amostragem do afluente bruto, lamas rececionadas, lamas digeridas à entrada da centrífuga, escorrências da centrífuga e lamas desidratadas.

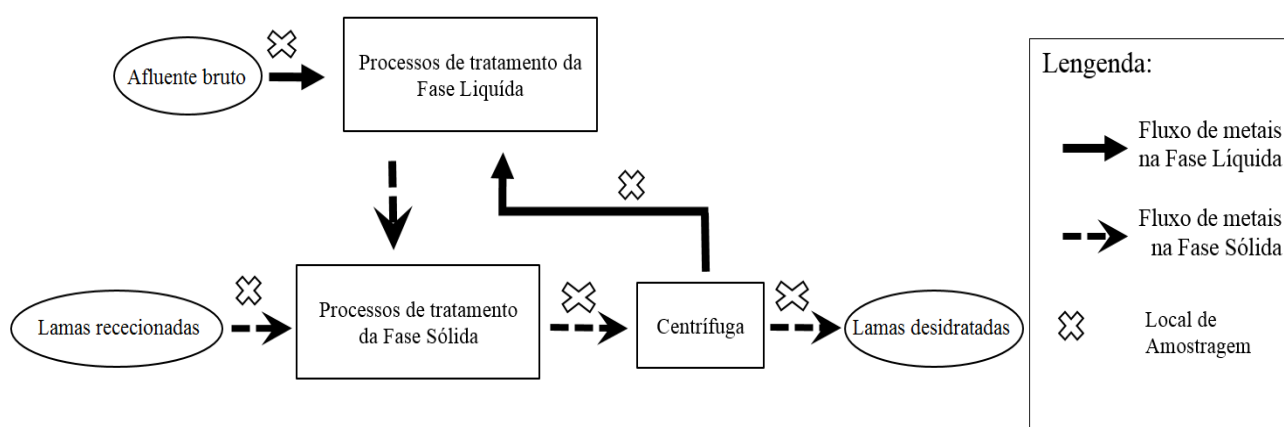


Figura 7 – Fluxograma do tratamento da ETAR de Olhalvas e ETAR do Coimbra, com a identificação dos seis locais de amostragem.

3.1. Metodologia da monitorização analítica

A determinação experimental dos parâmetros químicos, também fez parte do trabalho de Estágio realizado. Contudo, devido ao grande número de amostras efetuadas, a maioria das análises foram realizadas em laboratórios externos acreditados.

Os métodos analíticos utilizados para este estudo foram variados, recorrendo-se tanto à análise quantitativa, como à análise qualitativa. A análise quantitativa foi utilizada em amostras de AR e de vários tipos de lamas, com recurso ao método analítico de espectrometria de absorção atómica (EAA) com chama. A análise qualitativa foi apenas utilizada na análise a amostras de AR, recorrendo à aplicação do método colorimétrico.

Para a análise quantitativa de AR e lamas recorreu-se a laboratórios externos acreditados, e foram ainda efetuadas algumas análises a amostras de AR no âmbito do Estágio. Em ambas as situações, o método analítico utilizado foi a espectrometria de absorção atómica (EAA) com chama.

A análise qualitativa foi apenas utilizada na análise à AR, recorrendo à utilização do método colorimétrico e foi efetuada no âmbito do Estágio.

3.1.1. Materiais e métodos

No âmbito deste estudo, procedeu-se à amostragem composta e pontual, consoante o tipo de amostra: as amostragens realizadas às AR foram efetuadas através de amostras compostas de 24 horas com intervalos máximos de 1 hora, recorrendo para este efeito a amostradores automáticos portáteis; e às lamas através de amostras pontuais e manuais.

Foram utilizados para a recolha de todas as amostras frascos de plástico. No caso concreto das amostras às AR, nos frascos utilizados foi ainda adicionado ácido nítrico, por forma a acidificar a amostra e permitir a sua conservação a curto prazo.

Após a colheita, as amostras foram preservadas a temperaturas de 4 °C em frigorífico, até serem encaminhadas para análise. Sempre que se justificou, as amostras foram

armazenadas em mala térmica durante o seu transporte, quer para o local de conservação, quer para o laboratório.

As análises realizadas no âmbito do trabalho de estágio foram executadas no Laboratório da Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Leiria. Contudo, devido a avaria do equipamento de espectrometria de absorção atómica, as amostras previamente digeridas, foram enviadas para análise no Laboratório de Processos de Separação e Reação (LSRE/LCM), Departamento de Engenharia Química, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

As amostras foram digeridas de acordo com o método 3030 G. descrito no Standard Methods (2005). Todo o material usado para a digestão foi devidamente pré-tratado de acordo com o descrito no respetivo método analítico. A tomada de decisão do método de digestão a utilizar, deveu-se à necessidade de igualar as condições de digestão, com as efetuadas nos laboratórios externos acreditados.

As amostras foram digeridas em duplicado, tendo sido consideradas concordantes com um desvio relativo de <10% para a quantificação de zinco e crómio total, de <15% para o níquel total e <20% para o cobre total. O limite analítico considerado foi o limite de deteção, obtido de acordo com o descrito no Guia RELACRE 13 (2000).

No âmbito deste estudo, foi ainda realizada a análise qualitativa a amostras de AR, recolhidas pontualmente nas saídas de campo efetuadas, através da utilização de estojos de teste rápidos, adquiridos pela AdCL. Foram utilizados estojos de teste para análise de zinco e de níquel, marca HANNA (gama para o zinco de 0 a 3,0 mg Zn/L e para o níquel de 0,02 a 0,5 mg Ni/L).

4. Resultados e discussão

4.1. ETAR de Olhalvas

4.1.1. Fluxos de entrada de zinco na ETAR

A - Monitorização do afluente bruto

A monitorização do afluente bruto foi iniciada a 2 de setembro de 2016 e terminada a 19 de fevereiro de 2017, contabilizando 24 semanas completas. Foi efetuada recorrendo a amostras compostas de 24 horas (com intervalos de colheita de 15 minutos), com uma frequência diária, e enviadas para análise em laboratório externo acreditado.

Para a seleção do local de amostragem foi tido em consideração o facto das escorrências de alguns processos unitários serem introduzidas no afluente bruto e poderem deturpar os resultados, tendo por isso sido escolhido um local a montante deste escoamento.

Durante este período, a concentração de zinco quantificada sofreu grandes variações, como se pode observar na Figura 8. Na Figura 8 é ainda identificado o VLE, 5 mg/L, para o zinco, fixado no Regulamento da AdCL. Este Regulamento define os VMA para as AR afluentes à rede de saneamento em alta e tem como objetivo assegurar o bom funcionamento global do sistema de tratamento, qualitativamente e quantitativamente, como pressuposto básico das exigências de proteção ambiental, segurança, saúde pública e um aproveitamento sustentável.

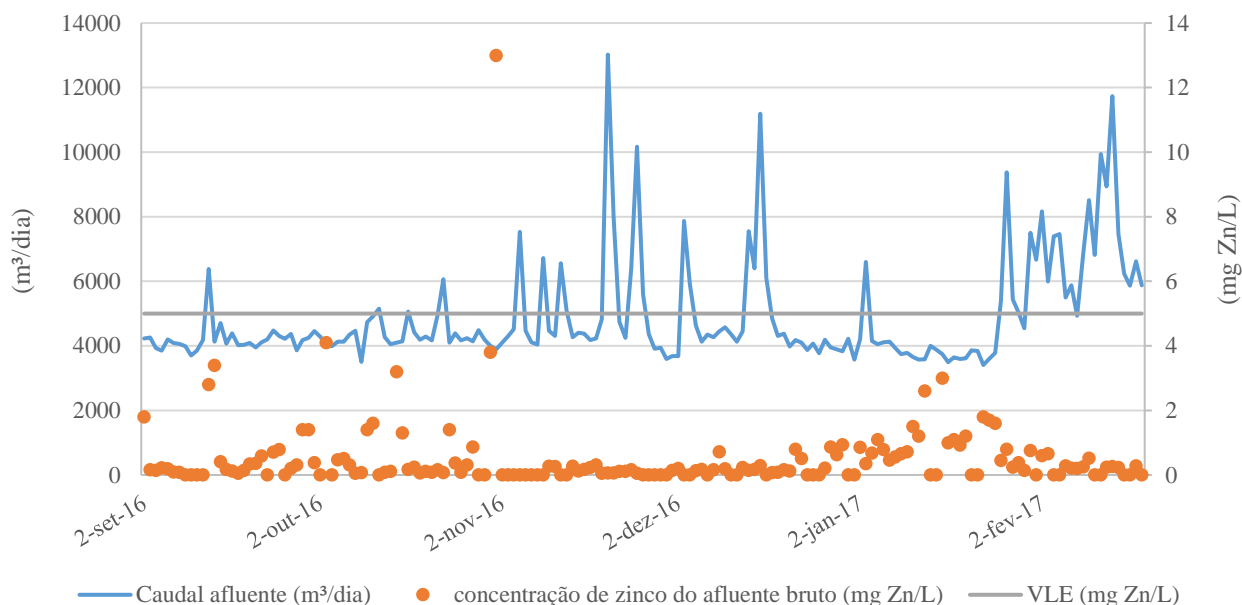


Figura 8- Comportamento diário da concentração de zinco do afluente bruto, face ao caudal afluente e VLE, na ETAR de Olhalvas.

Pela Figura 8, observa-se a existência de apenas uma amostra (amostragem realizada num feriado nacional) em que a concentração de zinco excedeu o VLE imposto no Regulamento da AdCL, identificando-se claramente uma situação de incumprimento. No restante período de monitorização, as concentrações de zinco mantiveram-se sempre inferiores ao VLE, variando entre 0,05 mg Zn/L e 4,1 mg Zn/L.

Observando ainda a Figura 8, é notório o elevado número de amostras com concentrações baixas de zinco e a baixa dispersão dos valores do afluente bruto, nos espaços temporais em que o volume do caudal afluente à ETAR aumenta, comparativamente aos períodos em que o caudal afluente se mantém com volumes baixos.

Para melhor perceção do que foi referido, seleccionou-se a título de exemplo, dois períodos temporais onde o volume do caudal afluente aumentou (Figura 9) e, pelo contrário, outros dois períodos onde o volume do caudal afluente diminuiu (Figura 10). Nestas figuras, encontra-se ainda, o valor da concentração média e desvio padrão de zinco do afluente bruto, e do caudal médio de cada período temporal que foi seleccionado.

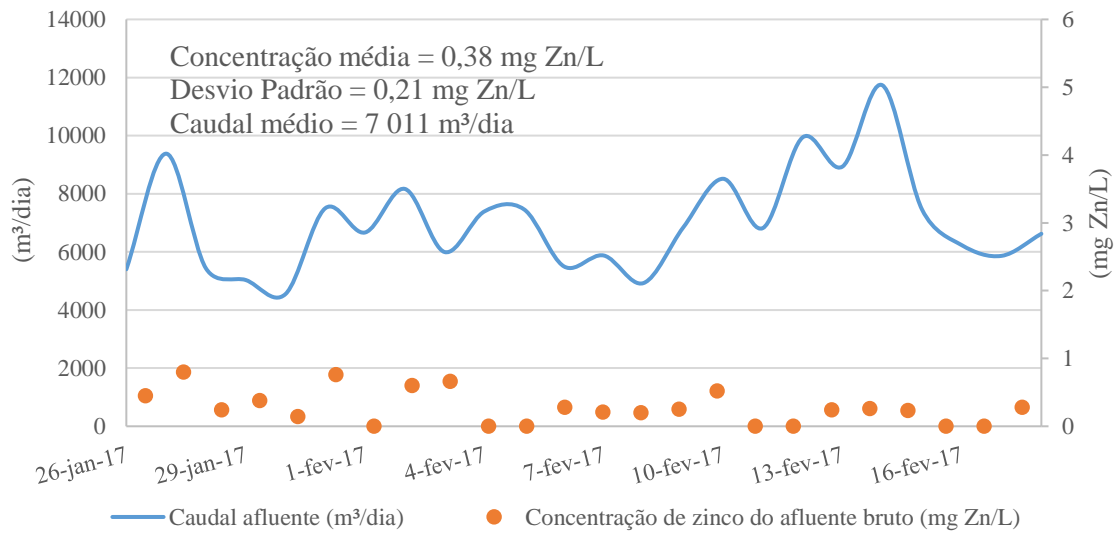
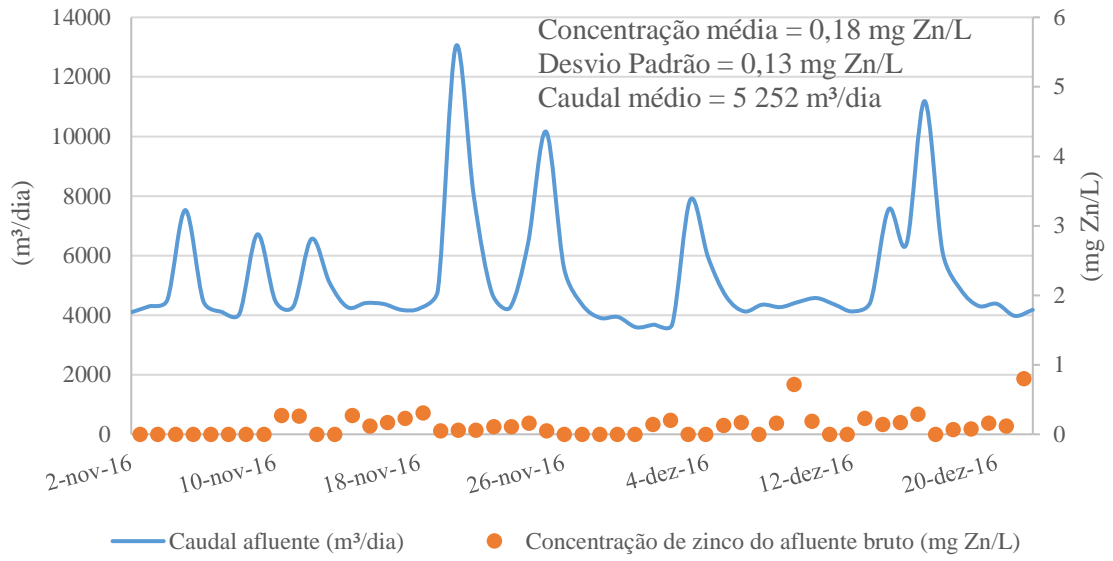


Figura 9 – Resultados da monitorização do afluyente bruto, para dois períodos de maior caudal afluyente e respetivas concentrações de zinco diárias do afluyente bruto.

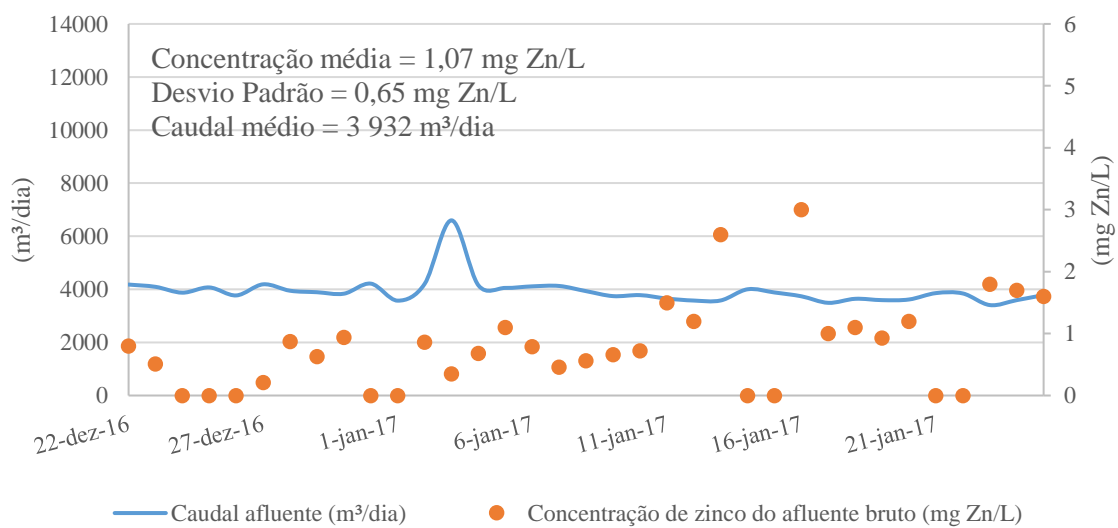
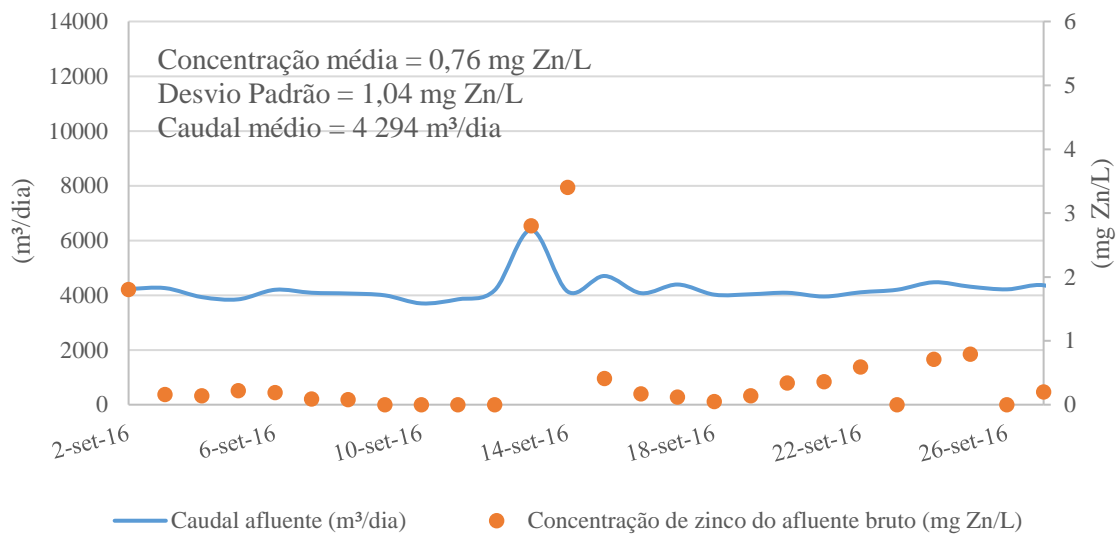


Figura 10 - Resultados da monitorização do afluente bruto, para dois períodos de menor caudal afluente e respetivas concentrações de zinco diárias do afluente bruto.

A causa do aumento repentino de caudal, observado na Figura 8, e em pormenor na Figura 9, pode ser explicado com a existência de caudais excedentários, devido a afluições indevidas na sequência de eventos pluviométricos. Para este estudo, este assunto tem implicações, visto as concentrações de zinco quantificadas da monitorização do afluente bruto terem sido alvo de grandes variações, e significar que apenas refletem a diluição provocada pelas afluições indevidas e não um possível perfil de afluência deste metal à ETAR.

A validação da existência de afluições indevidas na rede de drenagem pública da ETAR, é facilmente verificada pela relação direta entre o aumento do caudal afluente e a existência e/ou aumento da precipitação. A Figura 11 apresenta o caudal afluente e os valores de precipitação registados por um udómetro (pertencente à AdCL) que abrange a área geográfica da rede de coletores da ETAR.

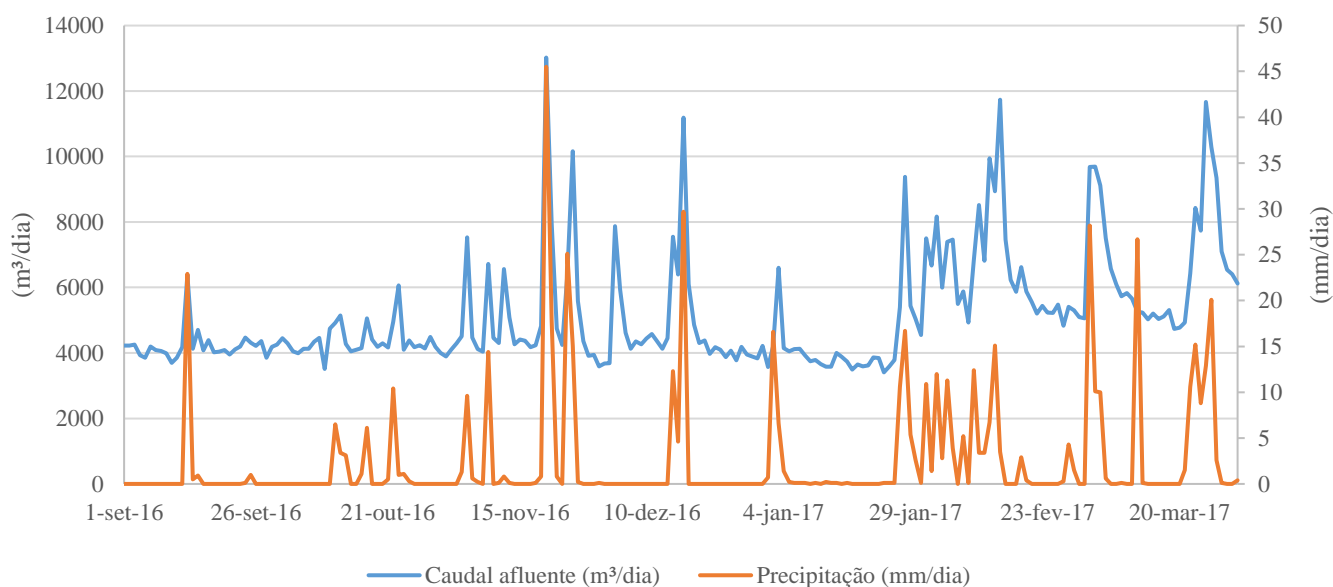


Figura 11 - Comparação do caudal afluente à ETAR de Olhalvas, com os valores de precipitação na zona envolvente, no período de setembro de 2016 a março de 2017.

Observando a Figura 11, é perceptível os vários períodos temporais em que havendo precipitação, o caudal afluyente eleva-se abruptamente, ficando assim comprovado a existência de caudais excedentes devido às afluências indevidas.

Verifica-se ainda, pelas Figura 9, Figura 10 e Figura 11, que as concentrações de zinco quantificadas no afluyente bruto, diminuem com o efeito dos eventos pluviométricos, diminuindo ainda a dispersão das concentrações quantificadas quando a precipitação é elevada, e pelo contrário, as concentrações elevam-se quando não existem caudais pluviais e os valores apresentam maior dispersão.

De forma a avaliar que repercussões têm as concentrações de zinco quantificadas no afluyente bruto, na contaminação verificada nas lamas tratadas, considerou-se numa primeira abordagem, não existirem quaisquer perdas de zinco no efluente final da ETAR, ou seja, assumiu-se o pressuposto de que todo o zinco afluyente à fase líquida se acumularia nas lamas. Além deste pressuposto, ainda com a finalidade de simplificar os balanços de massas a efetuar, foram colocados mais dois pressupostos: o valor da densidade das lamas igual a 1 e a não consideração dos tempos de retenção de sólidos nos vários órgãos de tratamento da fase sólida. Os balanços de massas foram determinados primeiramente nas lamas digeridas, devido ao plano de monitorizações definido para o presente estudo, conforme foi descrito no Capítulo 3. Os resultados obtidos vão ser avaliados através do valor limite de emissão estabelecido no Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, de forma a clarificar se este fluxo de entrada só por si cumpre com o disposto do DL para a valorização agrícola das lamas.

Durante o período de monitorização do afluyente bruto, verificou-se por questões de logística, a impossibilidade de, por vezes, poder manter a recolha de amostras com frequência diária, como era pretendido. Sendo, imprescindível uma monitorização diária para apurar o total da carga mássica de zinco afluyente à ETAR, decidiu-se efetuar uma análise estatística para os valores em falta, simulando para esses dias, valores de concentrações de zinco com base nos resultados reais, obtidos nas monitorizações dos dias anteriores e posteriores aos dias em falta, desde que não existissem valores atípicos nesse período, e considerando os valores mínimos, médios e máximos registados. Importa porém, acautelar o efeito da diluição dos poluentes afluyentes à ETAR, resultante do aumento do caudal pelos caudais pluviais, de forma a minimizar os erros inerentes aos cálculos estatísticos. Para isso, foi utilizada a avaliação efetuada na Figura 11, na elaboração da análise estatística, por forma a delimitar os períodos temporais dos eventos pluviométricos,

ou seja, delimitar períodos em que as características de afluência podem ser consideradas idênticas.

Na Tabela 18 contabilizam-se por semanas, o número de dias em que não decorreu a amostragem durante o período total de monitorização. Na monitorização total efetuada, os dias sem amostras representam 28,7 %.

Tabela 18 - Contabilização semanal da monitorização do afluente bruto na ETAR de Olhalvas, com o número de dias de amostragem, número de dias sem amostras e a representação percentual do número de dias sem amostras.

Semana	Nº dias de amostragem	Nº dias sem amostras	Nº dias sem amostras (%)
35	3	0	0,0
36	7	3	42,9
37	7	1	14,3
38	7	1	14,3
39	7	2	28,6
40	7	1	14,3
41	7	1	14,3
42	7	0	0,0
43	7	2	28,6
44	7	5	71,4
45	7	5	71,4
46	7	0	0,0
47	7	2	28,6
48	7	5	71,4
49	7	2	28,6
50	7	2	28,6
51	7	2	28,6
52	7	3	42,9
1	7	0	0,0
2	7	2	28,6
3	7	2	28,6
4	7	0	0,0
5	7	3	42,9
6	7	2	28,6
7	7	3	42,9

Na Figura 12 esquematiza-se o balanço de massas efetuado nas lamas digeridas, a partir dos valores das concentrações do afluente bruto, disposto por semanas. Estes resultados foram calculados com base na análise estatística, e já incluem as concentrações de zinco quantificadas e as estimativas com concentrações mínimas, médias e máximas, para os dias em que não foi possível efetuar a monitorização do afluente bruto, obtendo-se assim, três cenários distintos em análise.

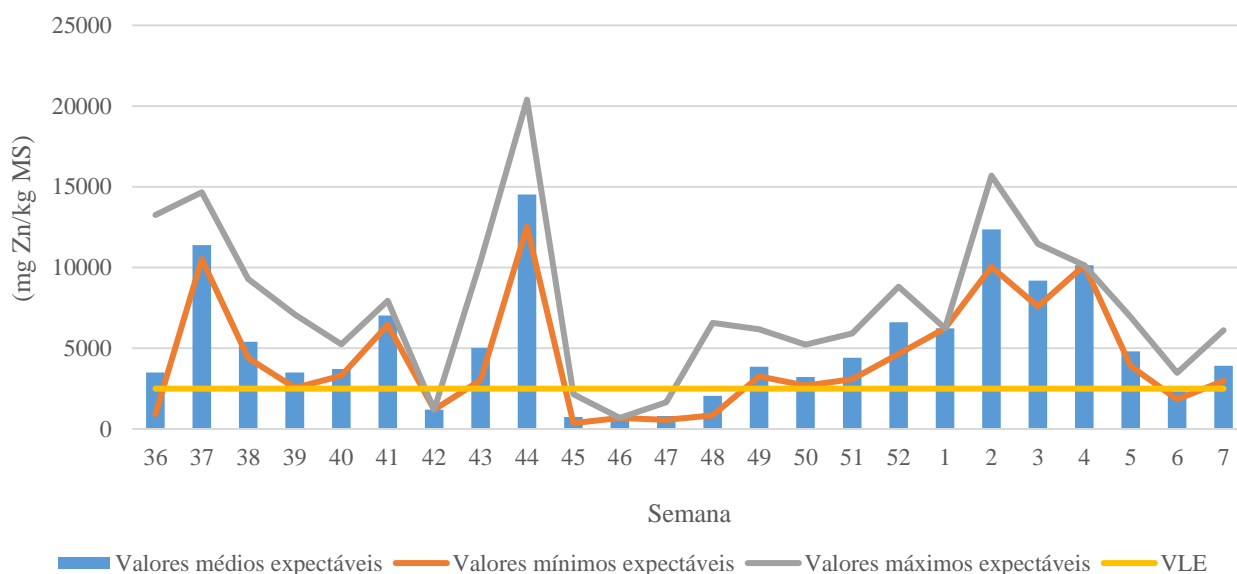


Figura 12 - Balanço mássico semanal, contemplando três cenários da concentração de zinco nas lamas digeridas, calculado com base nas concentrações medidas no afluente bruto, na ETAR de Olhalvas (comparação com o VLE).

Observando a Figura 12 verifica-se que as concentrações de zinco nas lamas digeridas, nos três cenários considerados, cumprem o VLE (2 500 mg Zn/kg MS) disposto no Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, apenas nas semanas 42, 45, 46 e 47. Analisando cada cenário individualmente, verifica-se que considerar as estimativas utilizando valores mínimos, médios e máximos, não altera significativamente a análise dos dados. Neste caso concreto, verifica-se que as três abordagens são maioritariamente coincidentes na análise do cumprimento do VLE disposto na legislação.

B - Monitorização das lamas rececionadas

O objetivo da monitorização das lamas espessadas que são rececionadas na ETAR de Olhalvas, foi permitir caracterizar o fluxo de entrada de zinco pela fase sólida, de forma a clarificar a sua contribuição para os níveis de contaminação de zinco.

O período de monitorização foi iniciado em outubro de 2016 e terminado no final de fevereiro de 2017, contabilizando 11 semanas no total. As lamas rececionadas de cada ETAR são descarregadas por veículos autotanque, podendo a mesma ETAR produtora realizar várias descargas por dia e várias vezes por semana. Assim, foi estipulado que a monitorização seria realizada através de amostras pontuais, efetuadas apenas a uma única descarga de cada ETAR produtora por dia e contemplando todas as ETAR produtoras que efetuassem descargas num determinado dia. A análise das amostras foi realizada em laboratório externo acreditado.

A frequência e volume de lamas rececionadas, ao longo deste período foi variável, dependendo das necessidades de cada ETAR produtora, como se pode observar na Tabela 19. Em cada descarga são rececionadas 12 m³ de lama espessada. Por questões de confidencialidade, à identificação de cada ETAR produtora foi atribuído uma referência numérica.

Tabela 19 – Contabilização semanal do volume de lamas rececionadas na ETAR de Olhalvas, identificando o volume rececionado de cada ETAR produtora e os totais de lamas rececionadas, quer a nível semanal, quer a nível de cada ETAR produtora.

Semana	Volume rececionado da ETAR 1 (m ³)	Volume rececionado da ETAR 2 (m ³)	Volume rececionado da ETAR 3 (m ³)	Volume rececionado da ETAR 4 (m ³)	Somatório do volume rececionado por semana (m ³)
43	12	12			24
50	12	12		12	36
51	12	24	12		48
52	12	36		12	60
1	24		12		36
2	12	12		12	36
3	12	12			24
4	12	12			24
5	12	12			24
6	12	12			24
8	12	12		12	36
Somatório do volume rececionado de cada ETAR (m ³)	144	156	24	48	

Observando a Tabela 19, verifica-se que as lamas rececionadas da ETAR 1 e ETAR 2 apresentam, uma frequência de pelo menos uma descarga semanal. Relativamente à ETAR 3 e 4, as suas necessidades são bastante variáveis, não existindo uma frequência padrão.

O estudo da concentração de zinco das lamas rececionadas, foi realizado à chegada, antes das lamas espessadas de cada ETAR serem incorporadas no tratamento da fase sólida e, à semelhança do que foi realizado para o afluente bruto, foi também elaborado um balanço de massas nas lamas digeridas, de forma a avaliar as repercussões da entrada deste fluxo de zinco, ou seja, a carga mássica de zinco presente nas lamas digeridas, apenas proveniente das lamas rececionadas.

Na Figura 13 e Figura 14 apresentam-se os resultados da monitorização realizada à chegada das lamas rececionadas (lamas espessadas). Na Figura 13 mostra-se a disposição semanal, individualizada para cada ETAR produtora. Note-se que, nas semanas em que a mesma ETAR produtora efetuou descargas em diferentes dias, os valores de concentração de zinco apresentados são o somatório da carga mássica de zinco de cada descarga monitorizada.

Na Figura 14 são apresentados os valores da concentração de zinco total rececionada em cada ETAR produtora, durante o período total de monitorização (11 semanas).

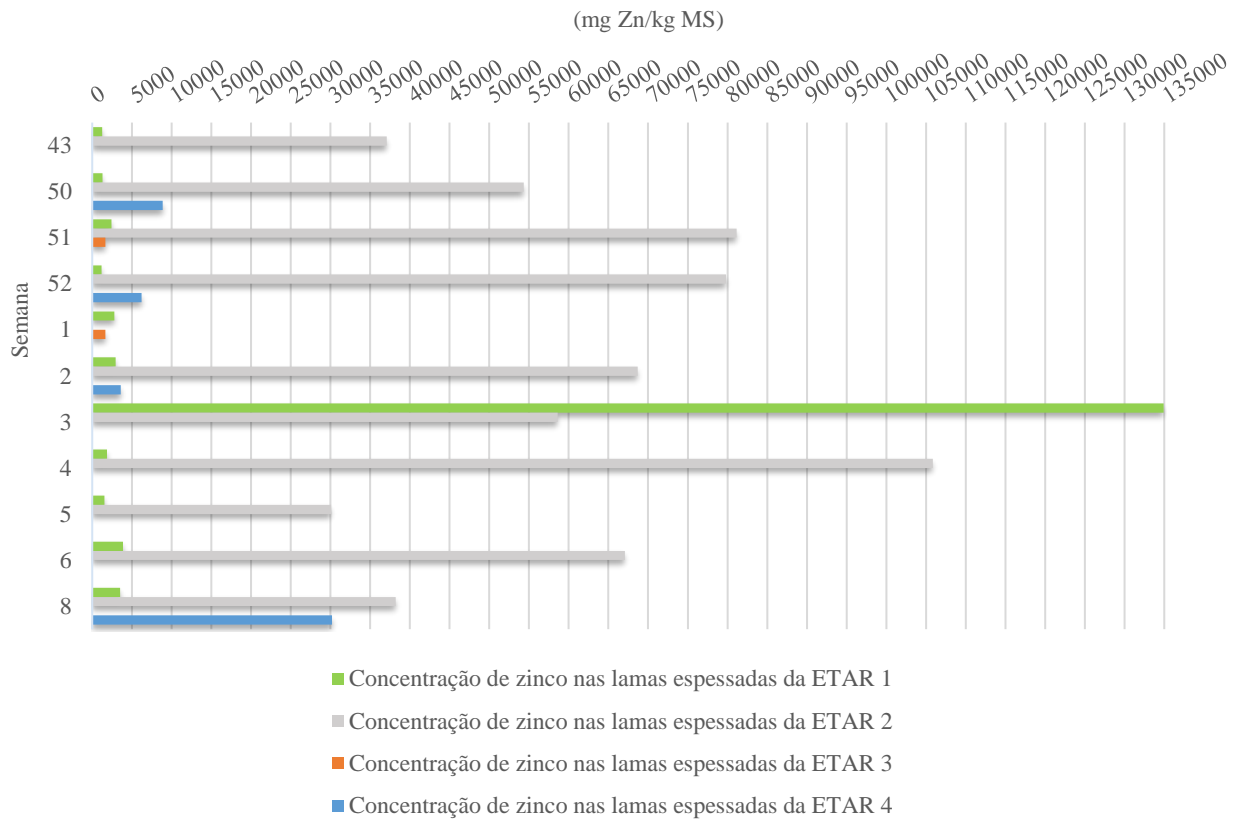


Figura 13- Comparação semanal da concentração de zinco nas lamas espessadas, rececionadas na ETAR de Olhalvas.

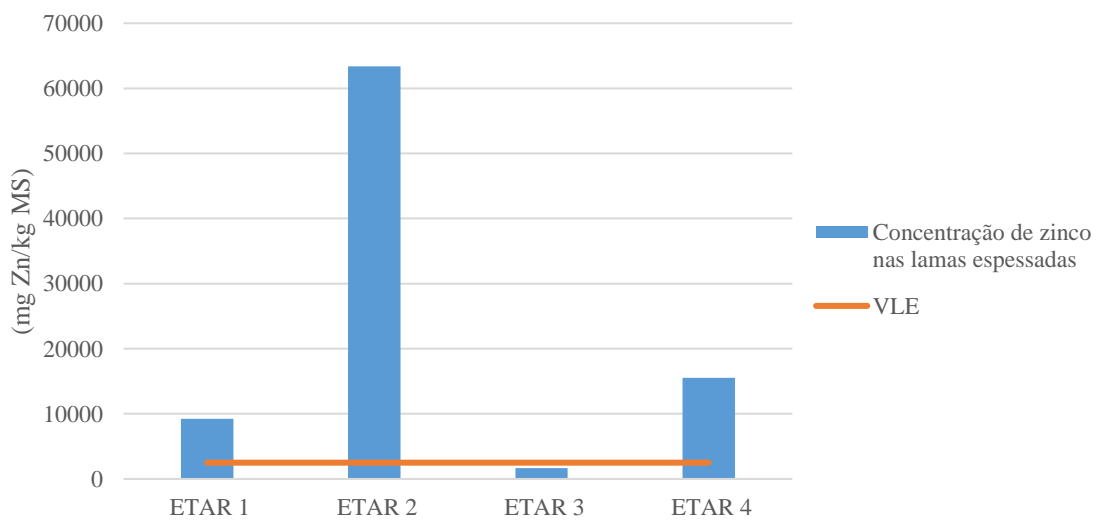


Figura 14- Concentração de zinco total rececionada em cada ETAR produtora (comparação com o VLE).

Observando a Figura 13 e a Figura 14, é notória a predominância de concentrações elevadas de zinco nas lamas espessadas da ETAR 2, comparativamente às restantes ETAR. Verifica-se pela Figura 13, apenas um valor elevado de zinco, superior aos observados na ETAR 2, nas lamas espessadas da ETAR 1, e um valor elevado, mas não superior, na ETAR 4.

Para melhor percepção da contaminação de zinco que cada ETAR apresenta, os resultados semanais (Figura 13) vão ser analisados ao abrigo do Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, e desta forma comentados em relação a um provável perfil de variação nos teores de metal:

- ETAR 1 – As lamas espessadas cumprem o valor do VLE (2 500 mg Zn/kg MS) nas semanas 43, 50, 51, 52, 4, e 5. Nas semanas em que foi excedido o VLE, não se verificaram concentrações de zinco muito superiores, excetuando a semana 3 (semana que apenas foi efetuada uma única descarga, como se pode observar na Tabela 19). O valor bastante elevado quantificado na semana 3, contesta claramente o perfil monitorizado, indicando que poderá ser uma situação pontual.
- ETAR 2 – As lamas espessadas nunca cumprem o valor do VLE para o zinco. A elevada concentração de zinco verificada na semana mais distante do período de monitorização realizado em contínuo, a semana 43, sugere que este possa ter um perfil permanente.
- ETAR 3 – As lamas espessadas cumprem sempre o valor do VLE. Apesar de, no período de monitorização só se ter conseguido contemplar duas descargas (Tabela 19), as concentrações idênticas verificadas, propõem a existência de um perfil nos valores de concentração de zinco, sempre inferior ao VLE.
- ETAR 4 - As lamas espessadas nunca cumprem VLE para a concentração de zinco. Contudo, realizando-se a comparação com a ETAR 2 que, como já foi referido, as lamas espessadas também apresentam valores de concentração de zinco sempre superiores ao VLE, identificam-se duas particularidades distintas e importantes para este estudo. A primeira, comparando as concentrações de zinco quantificadas nas duas ETAR, observam-se ordens de grandeza diferentes, sendo que, a ETAR 4 apresenta valores menores. A segunda, analisando o volume total de lamas rececionadas de cada ETAR (apresentado

na Tabela 19) verifica-se um volume descarregado muito inferior, relativamente à ETAR 2.

De seguida, nas Figura 15, Figura 16 e Figura 17, apresentam-se os resultados do balanço de massas efetuado nas lamas digeridas, a partir dos valores das concentrações de zinco de cada ETAR produtora. Na Figura 15, mostra-se o balanço de massas realizado por semana e individualizado para cada ETAR produtora. Na Figura 16, representa-se o balanço de massas realizado por semana sem estar individualizado, ou seja, a determinação da concentração de zinco nas lamas digeridas a partir das quatro ETAR produtoras e, na Figura 17, o balanço de massas com a concentração de zinco total rececionada para cada ETAR produtora, durante o período de monitorização (11 semanas).

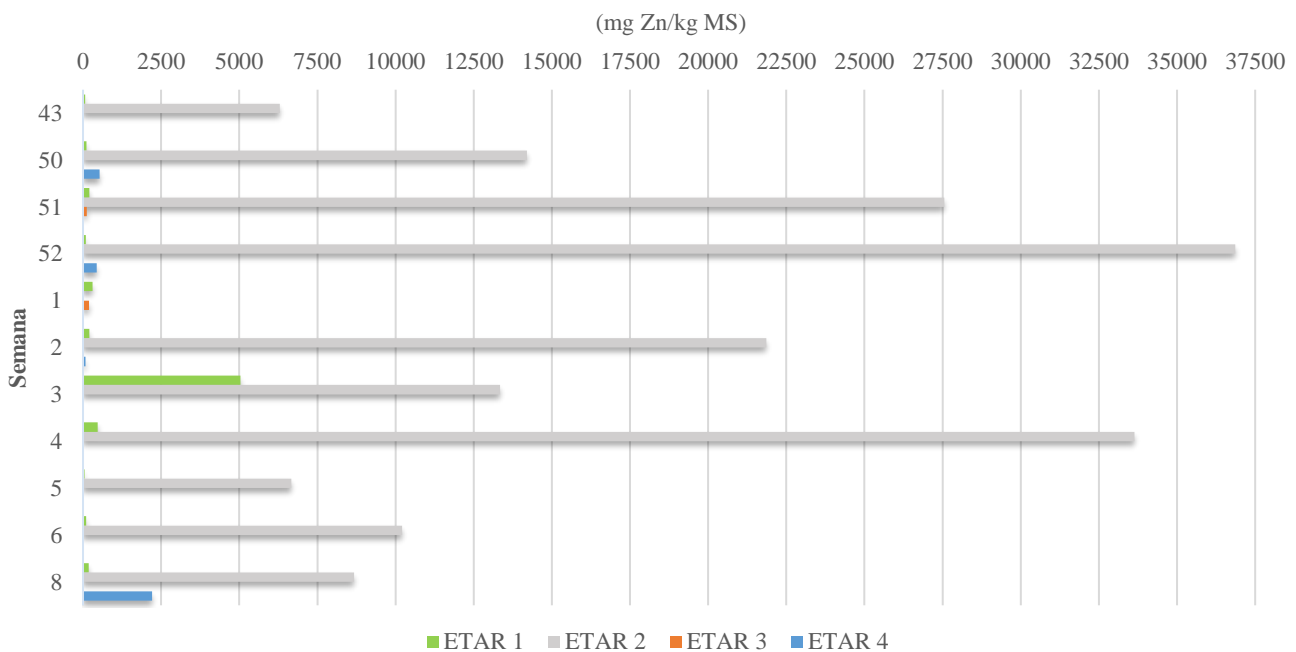


Figura 15 - Concentração de zinco expectável nas lamas digeridas na ETAR de Olhalvas, com base nas concentrações medidas nas lamas rececionadas, para cada ETAR produtora.

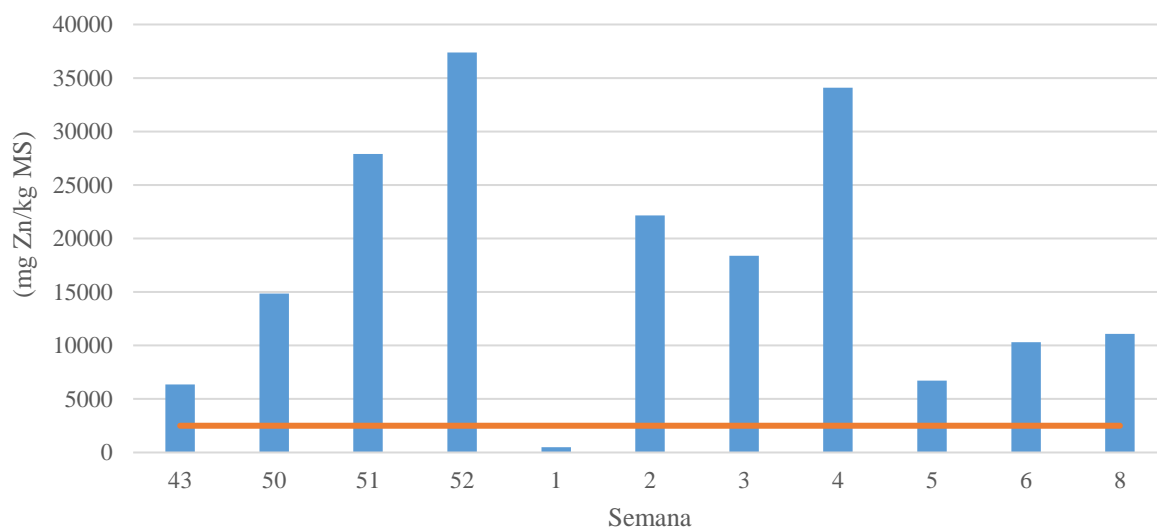


Figura 16 - Concentração de zinco total expectável nas lamas digeridas na ETAR de Olhalvas, calculado com base nas concentrações de zinco total das lamas rececionadas das várias ETAR (comparação com o VLE).

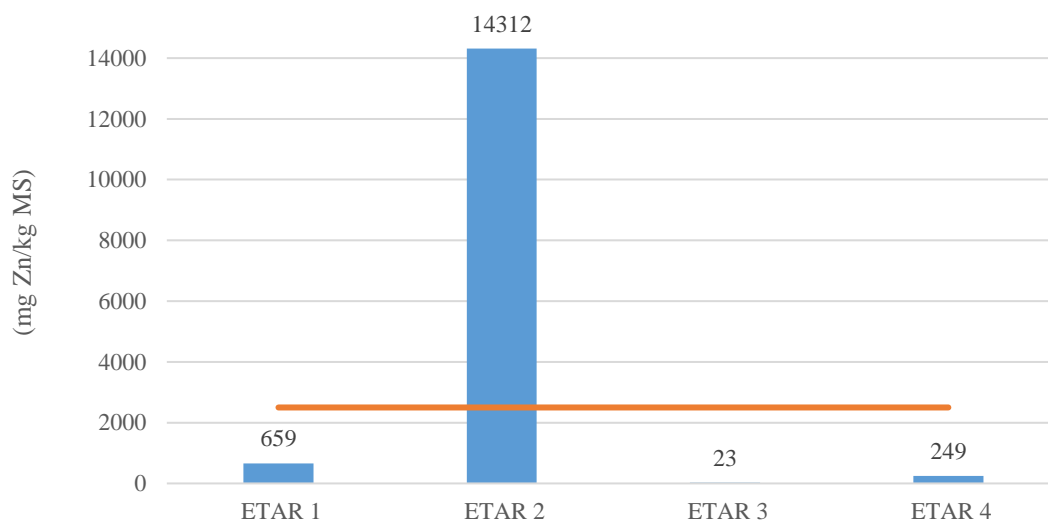


Figura 17 - Concentração de zinco total expectável nas lamas digeridas na ETAR de Olhalvas, calculada com base nas concentrações totais das lamas rececionadas (comparação com o VLE).

Observando a Figura 15 e Figura 16, verifica-se que apenas na semana 1, o VLE (2 500 mg Zn/kg MS) imposto pelo Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, não é excedido precisamente, na única semana de monitorização, em que não ocorreu receção de lamas espessadas da ETAR 2 (Tabela 19).

Realizando uma análise por cada ETAR produtora (Figura 15), durante o período de monitorização, verifica-se que a concentração de zinco nas lamas digeridas, cuja concentração foi determinada por análise na:

- ETAR 1 só excede o VLE na semana 3, precisamente na semana em que foi quantificado uma concentração de zinco nas lamas espessadas muito elevada, como observado na Figura 13;
- ETAR 2 nunca cumpre o VLE;
- ETAR 3 e 4 nunca excede o VLE.

Com a observação da Figura 17, verifica-se que no período total de monitorização, a concentração de zinco nas lamas digeridas, determinada a partir dos valores de concentração das lamas rececionadas da ETAR 2, é a única que excede o VLE.

C - Comparação dos dois fluxos de entrada de zinco

Com a finalidade de comparar os dois fluxos de entrada de zinco na ETAR de Olhalvas (afluência pelo afluente bruto vs afluência pelas lamas espessadas de outras quatro ETAR), apresenta-se na Figura 18, os valores de concentração de zinco dos balanços de massas efetuados individualmente para cada fluxo, restritos ao período de monitorização em simultâneo (9 semanas). Note-se que, na Figura 18 as concentrações de zinco determinadas a partir do afluente bruto, são referentes aos valores médios expectáveis, observados na Figura 12.

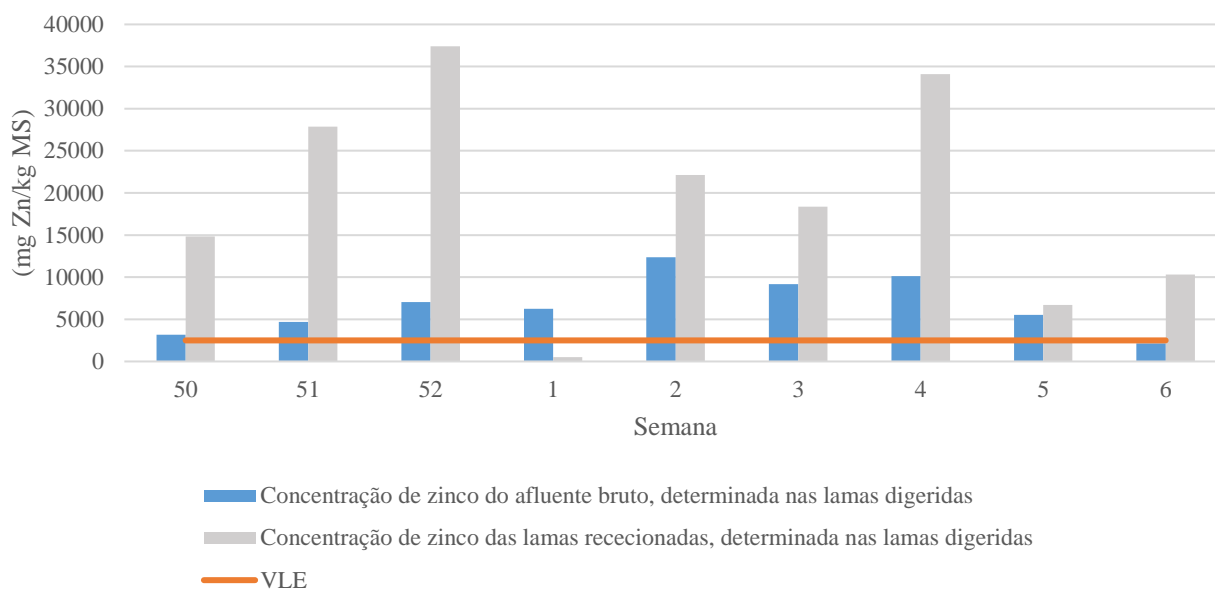


Figura 18 - Comparação semanal da concentração de zinco expectável nas lamas digerida na ETAR de Olhalvas, calculada com base nas concentrações medidas no afluente bruto e nas lamas rececionadas (comparação com o VLE).

Observando a Figura 18, é notória a predominância de elevadas concentrações nas lamas digeridas, cuja concentração foi determinada por análise de zinco nas lamas rececionadas, face às determinadas a partir do afluente bruto. Realizando uma análise detalhada, é novamente verificado o contributo que as lamas rececionadas da ETAR 2 apresentam para estes resultados. Verifica-se que, na semana 1, só existe um comportamento distinto porque não foram rececionadas lamas da ETAR 2 (Tabela 19) e, na semana 5, a concentração de zinco nas lamas digeridas é próxima da concentração do afluente bruto, porque foi a semana em que se obteve o valor mais baixo das concentrações de zinco nas lamas espessadas monitorizadas da ETAR 2 (Figura 13).

D - Análise ao fluxo de zinco na ETAR 2

Os resultados do afluente bruto e das lamas rececionadas já discutidos anteriormente, evidenciaram a necessidade de se alargar o estudo a esta ETAR, com a monitorização da sua única afluência.

A monitorização do afluente bruto contabilizou 5 semanas (mas apenas 2 são completas), iniciando-se no início de janeiro e terminando a meio de fevereiro de 2017. A metodologia utilizada nesta monitorização foi igual à monitorização do afluente bruto, já referida para as ETAR de Olhalvas, contudo, a análise das amostras foi efetuada no âmbito

do trabalho de estágio. Para a seleção do local de amostragem foi tido em consideração o facto das escorrências de alguns processos unitários serem introduzidas no afluente bruto e poderem mascarar os resultados, tendo por isso, sido escolhido um local a montante deste escoamento.

Na Tabela 20 apresentam-se os resultados da monitorização do zinco, níquel, cobre e crómio. Para a discussão das concentrações afluentes, é tido novamente em consideração o valor do VLE de zinco fixado no Regulamento da AdCL.

Tabela 20 – Resultados da monitorização do afluente bruto na ETAR 2, com concentrações de zinco, níquel, cobre e crómio, em mg/L \pm desvio médio.

Semana	Data	Concentração de zinco do afluente bruto (mg Zn/L)	Concentração de níquel do afluente bruto (mg Ni/L)	Concentração de cobre do afluente bruto (mg Cu/L)	Concentração de crómio do afluente bruto (mg Cr/L)
2	seg, 09 janeiro	204,6 \pm 0,80	15,2 \pm 0,93	-	4,0 \pm 0,17
2	ter, 10 janeiro	108,5 \pm 1,10	11,3 \pm 0,59	<0,16	2,3 \pm 0,07
2	qua, 11 janeiro	12,2 \pm 0,05	5,2 \pm 0,28	-	0,3 \pm 0,01
2	qui, 12 janeiro	12,2 \pm 0,00	4,9 \pm 0,02	<0,16	0,2 \pm 0,00
2	sex, 13 janeiro	37,9 \pm 0,07	4,7 \pm 0,07	<0,16	0,6 \pm 0,01
2	sáb, 14 janeiro	1,1 \pm 0,02	-	-	<0,04
2	dom, 15 janeiro	2,2 \pm 0,05	0,4 \pm 0,02	<0,16	0,2 \pm 0,01
3	seg, 16 janeiro	7,3 \pm 0,12	4,4 \pm 0,02	<0,16	0,1 \pm 0,01
3	ter, 17 janeiro	9,8 \pm 0,10	5,0 \pm 0,00	<0,16	0,2 \pm 0,00
3	qua, 18 janeiro	21,6 \pm 0,46	3,1 \pm 0,01	0,3 \pm 0,01	0,5 \pm 0,01
4	ter, 24 janeiro	10,4 \pm 0,29	5,9 \pm 0,12	0,3 \pm 0,02	0,1 \pm 0,02
4	qui, 26 janeiro	8,1 \pm 0,01	3,2 \pm 0,01	0,2 \pm 0,00	0,2 \pm 0,02
4	sáb, 28 janeiro	20,6 \pm 0,03	1,0 \pm 0,04	<0,16	0,6 \pm 0,01
4	dom, 29 janeiro	17,8 \pm 0,12	1,4 \pm 0,01	<0,16	0,2 \pm 0,00

Tabela 20 - Resultados da monitorização do afluente bruto na ETAR 2, com concentrações de zinco, níquel, cobre e crómio, em mg/L \pm desvio médio (continuação).

Semana	Data	Concentração de zinco do afluente bruto (mg Zn/L)	Concentração de níquel do afluente bruto (mg Ni/L)	Concentração de cobre do afluente bruto (mg Cu/L)	Concentração de crómio do afluente bruto (mg Cr/L)
5	seg, 30 janeiro	-	2,1 \pm 0,08	<0,16	0,2 \pm 0,01
5	ter, 31 janeiro	5,7 \pm 0,11	1,7 \pm 0,02	<0,16	0,1 \pm 0,01
5	qua, 01 fevereiro	51,9 \pm 0,25	2,3 \pm 0,00	<0,16	1,7 \pm 0,01
5	qui, 02 fevereiro	10,9 \pm 0,19	3,0 \pm 0,00	-	0,2 \pm 0,01
5	sex, 03 fevereiro	14,8 \pm 0,25	2,9 \pm 0,01	<0,16	0,2 \pm 0,01
5	sáb, 04 fevereiro	-	0,19 \pm 0,00	-	<0,06
5	dom, 05 fevereiro	-	0,8 \pm 0,02	<0,16	0,1 \pm 0,00
6	seg, 06 fevereiro	25,8 \pm 0,15	4,9 \pm 0,02	<0,16	0,6 \pm 0,03
6	ter, 07 fevereiro	11,2 \pm 0,24	1,5 \pm 0,05	<0,16	0,2 \pm 0,00
6	qua, 08 fevereiro	13,8 \pm 0,04	2,2 \pm 0,02	<0,16	0,2 \pm 0,00
6	qui, 09 fevereiro	12,2 \pm 0,08	1,9 \pm 0,00	<0,16	0,3 \pm 0,00
7	ter, 14 fevereiro	-	1,7 \pm 0,11	-	2,0 \pm 0,01
7	qua, 15 fevereiro	28,6 \pm 0,41	3,0 \pm 0,10	-	-

Observando a Tabela 20 verifica-se que as concentrações de zinco excedem o VLE (5 mg Zn/L) imposto no Regulamento da AdCL, durante todos os dias monitorizados, exceto no fim-de-semana da semana 2.

De forma a realizar uma análise conjunta das concentrações verificadas em todos os metais, foi efetuado uma análise de correlação. O tratamento estatístico foi efetuado recorrendo ao *software* R.

Os resultados da análise da correlação (Teste de *Pearson*) entre o zinco, crómio e níquel (Tabela 21), mostram existir uma correlação significativa (p -value < 0,0001), o que evidencia uma proveniência comum, de origem industrial. Em relação ao cobre, os

resultados demonstram não haver correlação significativa com nenhum dos outros metais (valores de p-value > 0,36), o que poderá evidenciar uma origem distinta para a elevação do cobre nas lamas tratadas na ETAR de Olhalvas.

Tabela 21 - Resultados da correlação (Teste de Pearson) dos valores de concentração de cobre, crômio, níquel e zinco.

	Cobre (mg Cu/L)	Crômio (mg Cr/L)	Níquel (mg Ni/L)	Zinco (mg Zn/L)
Cobre (mg Cu/L)	1,0000	-0,0985	0,2166	-0,1065
Crômio (mg Cr/L)	-0,0985	1,0000	0,7278	0,9845
Níquel (mg Ni/L)	0,2166	0,7278	1,0000	0,8632
Zinco (mg Zn/L)	-0,1065	0,9845	0,8632	1,0000

Perante estes resultados, foram efetuadas três saídas de campo à rede de drenagem pública da ETAR, para a recolha de várias amostras. Estas saídas de campo tiveram como finalidade o rastreio do teor de zinco e de níquel, iniciado no interceptor da ETAR, seguido dos emissários e da rede de coletores e finalizando com a identificação do ramal fonte de emissão destes poluentes. Durante este percurso, as tomadas de decisão foram auxiliadas pelos resultados das análises efetuadas pelo método colorimétrico. As três amostras pontuais, recolhidas no ramal de emissão destes poluentes, foram analisadas em laboratório externo acreditado (Tabela 22). A inspeção realizada no local, à rede de coletores, permitiu concluir que apenas existe a indústria X ligada ao ramal monitorizado.

Tabela 22 – Resultados da monitorização realizada ao ramal da Indústria X, com concentrações de zinco e de níquel do efluente.

Semana	Data	Concentração de zinco do efluente da Indústria X (mg Zn/L)	Concentração de níquel do efluente da Indústria X (mg Ni/L)
5	sex, 03 fevereiro	55	27
6	ter, 07 fevereiro	27	7,5
9	seg, 27 fevereiro	11,9	-

Observando os resultados da Tabela 22, verifica-se que a Indústria, cujos efluentes foram monitorizados, apresenta concentrações de zinco e níquel que podem, por si só, justificar as concentrações encontradas nas lamas espessadas da ETAR.

4.1.2. Fluxo de saída de zinco na ETAR

A - Monitorização das lamas desidratadas

A monitorização das lamas desidratadas (o fluxo de saída da fase sólida) justifica-se pela necessidade de acompanhar as concentrações de zinco calculadas pelos balanços de massas nas lamas digeridas, com as concentrações efetivas nas lamas desidratadas (nas lamas tratadas pela ETAR de Olhalvas), ou seja, de forma a validar os balanços de massas efetuados.

Esta monitorização foi efetuada para 13 semanas, iniciando-se no final de fevereiro e terminando na primeira semana de junho de 2017. Foram recolhidas amostras pontuais, com frequência semanal e analisadas em laboratório externo acreditado. O local de amostragem para a colheita das lamas desidratadas foi à saída da centrífuga. Os resultados encontram-se apresentados na Tabela 23.

Tabela 23 – Resultados da monitorização das lamas desidratadas na ETAR de Olhalvas.

Semana	Concentração de zinco nas lamas desidratadas (mg Zn/kg MS)
9	9 860
10	14 300
11	13 700
12	1 300
14	1 420
15	4 700
16	4 850
17	9 320
18	10 000
20	9 770
20	9 060
21	7 860
22	7 990
23	8 800

Observando os resultados da Tabela 23, verifica-se que apenas nas semanas 12 e 14, o VLE (2 500 mg Zn/kg MS) imposto pelo Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, não é excedido.

Em geral, verifica-se uma grande heterogeneidade nos valores de concentração de zinco. Contudo, estes valores para serem relacionados com os resultados das monitorizações dos dois fluxos de entrada à ETAR, o afluente bruto e as lamas rececionadas, primeiramente tem de ser esclarecido qual o significado das perdas de zinco na fração líquida, quando as lamas digeridas são submetidas ao último processo de tratamento da fase sólida, pelo método da desidratação e, apurar se é pertinente aperfeiçoar o primeiro pressuposto colocado para a realização do balanço de massas nas lamas digeridas. Esta análise é apresentada de seguida.

Para o estudo das perdas pela fração líquida no processo da desidratação, foram recolhidas amostras pontuais, com frequência semanal, às lamas digeridas (à entrada da centrífuga) e escorrências da desidratação. Ambas as amostras foram analisadas em laboratório externo acreditado.

Esta monitorização iniciou-se no final de março até início de junho de 2017, contabilizando 10 semanas (Tabela 24).

Tabela 24 – Apresentação dos resultados do estudo das eficiências de remoção de zinco do processo da desidratação na ETAR de Olhalvas, com a monitorização das lamas digeridas e escorrências da centrífuga.

Semana	Concentração de zinco nas lamas digerida (mg Zn/L)	Concentração de zinco nas escorrências da centrífuga (mg Zn/L)
12	3,1	0,16
14	159	<0,05
15	55,4	0,22
16	15,5	<0,05
17	88,8	0,0564
18	116	0,265
20	2,01	0,134
21	90,4	0,834
22	84,4	0,101
23	115	0,0812

Observando a Tabela 24, verifica-se que a variação da concentração de zinco nas escorrências é mínima e não dependente das concentrações das lamas afluentes à desidratação. Assim, verifica-se que as oscilações de concentrações afluentes se refletem apenas nas lamas desidratadas, de forma direta, não havendo impacto destas oscilações na fração líquida (escorrências).

Contudo, no processo da desidratação além de decorrerem perdas de zinco pela fração líquida (ainda que pouco significativas no que respeita ao teor de zinco), também as concentrações de sólidos podem diminuir por este fluxo interno, tendo de igual forma implicações, caso se verifique que as perdas de sólidos pela fração líquida é significativa.

Utilizando os dados disponibilizados pela AdCL, da monitorização efetuada para controlo do processo, foi calculado o valor médio das eficiências de remoção de sólidos no processo da desidratação. O período de avaliação abrangido é de setembro de 2016, até à primeira semana de junho de 2017. Dessa análise, verifica-se que em média durante este período, a eficiência de remoção de sólidos é de 98,8 %, evidenciando uma perda de sólidos muito pouco significativa.

Assim, pode-se concluir que o processo da desidratação introduz perdas pouco significativas, na concentração de zinco e sólidos, evidenciando que não seria uma mais-valia para este estudo, aperfeiçoar o primeiro pressuposto colocado para a elaboração dos balanços de massas nas lamas digeridas, de forma que, as lamas digeridas podem ser

equiparadas às lamas desidratadas, e o balanço de massas dos dois fluxos de entrada pode ser analisado em conjunto com a monitorização das lamas desidratadas.

Importa contudo, alertar para o terceiro pressuposto colocado na elaboração do balanço de massas. Como não foram considerados os tempos de retenção dos vários órgãos de tratamento da fase sólida, a análise não pode ser realizada considerando os mesmos espaços temporais.

Na Tabela 25 apresenta-se o balanço de massas dos dois fluxos de entrada (restrito ao período de monitorização em simultâneo). Note-se que, na Tabela 25, os valores da concentração de zinco determinados a partir das concentrações do afluente bruto, são referentes aos valores médios expectáveis, observados na Figura 12.

Tabela 25 – Concentração de zinco expectável semanalmente nas lamas digerida na ETAR de Olhalvas, determinada a partir da concentração de zinco dos dois fluxos de entrada (afluente bruto e lamas rececionadas).

Concentração de zinco nas lamas digerida, calculada com base nas concentrações medidas dos dois fluxos de entrada (mg Zn/kg MS)	
50	18 023
51	32 594
52	44 435
1	6 735
2	34 513
3	27 568
4	44 238
5	12 266
6	12 461

Verifica-se que os valores para as semanas 5 e 6, Tabela 25, são aproximados aos apurados nas semanas 9 e 10, Tabela 23, contudo, são semanas distantes no tempo. Tendo em consideração o elevado contributo das lamas rececionadas para a elevada contaminação de zinco nas lamas desidratadas, e visto que, esta monitorização finalizou na semana 8, parece razoável fazer a associação dos valores de zinco relativos a estas semanas. Verifica-se que a concentração de zinco determinada a partir das concentrações das lamas rececionadas nas semanas 6 e 8 foi próxima (Figura 16), evidenciando que o erro associado aos balanços de massas efetuados parece aceitável.

4.2. ETAR do Coimbrão

4.2.1. Fluxos de entrada de zinco na ETAR

A - Monitorização do afluente bruto

A monitorização do afluente bruto contabilizou 23 semanas completas, iniciando-se a 2 de setembro de 2016 e terminando a 12 de fevereiro de 2017. Foi efetuada recorrendo a amostras compostas de 24 horas (com intervalos de colheita de 15 minutos), com uma frequência diária. As amostras foram analisadas por um laboratório externo acreditado.

Para a seleção do local de amostragem foi tido em consideração o facto das escorrências de alguns processos unitários serem introduzidas no afluente bruto e poderem mascarar os resultados, tendo por isso, sido escolhido um local a montante deste escoamento.

Na Figura 19 apresentam-se os resultados das concentrações de zinco no afluente bruto, face ao caudal afluente à ETAR e VLE fixado no Regulamento da AdCL.

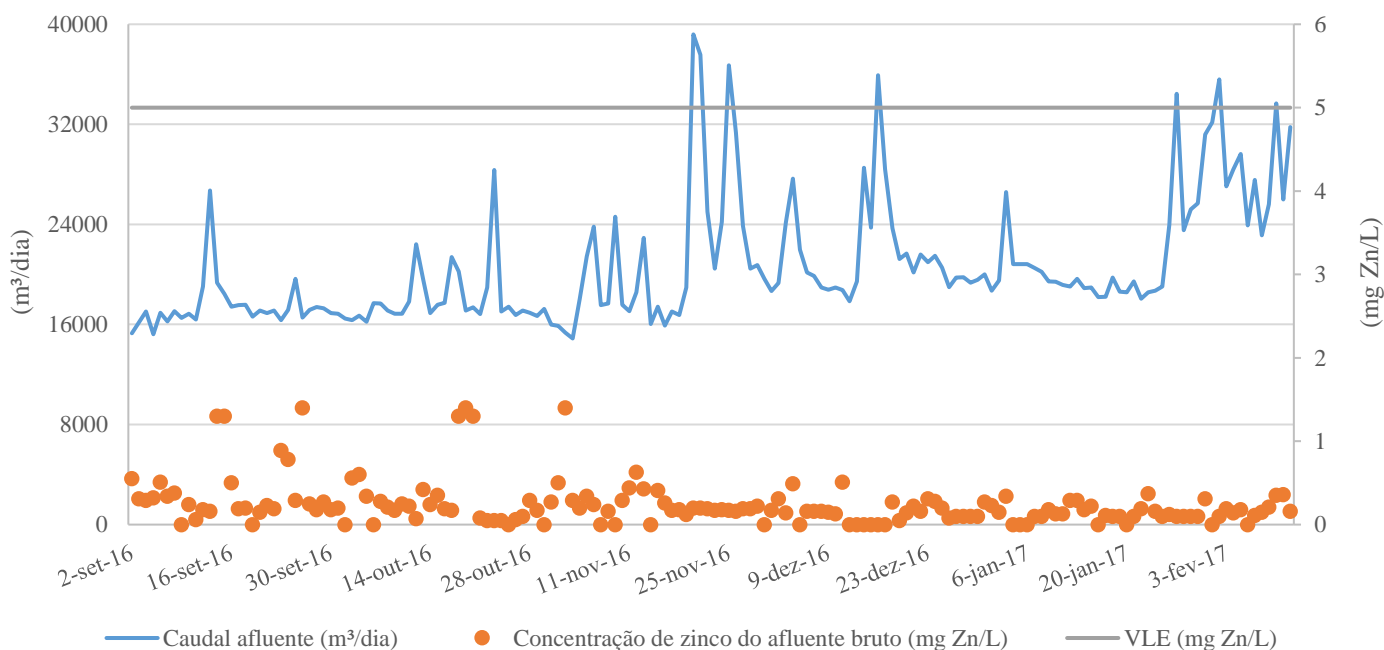


Figura 19 - Comportamento diário da concentração de zinco do afluente bruto, face ao caudal afluente diário e VLE, na ETAR do Coimbrão.

Observando a Figura 19 e comparando os valores de concentração de zinco com o VLE (5 mg Zn/L) imposto no Regulamento da AdCL, verifica-se que este nunca é excedido, até pelo contrário, os valores de concentração mantiveram-se sempre muito inferiores ao VLE, na generalidade sempre com valores inferiores a 1 mg Zn/L, excetuando apenas sete amostras, do total de 140 amostras analisadas. O valor máximo verificado foi de 1,4 mg Zn/L e o valor médio foi de 0,3 mg Zn/L.

Verifica-se ainda pela Figura 19, uma maior dispersão dos valores de concentração de zinco no período inicial de monitorização, altura em que o caudal afluyente apresenta valores mais baixos e, uma menor dispersão no período em que o caudal afluyente aumentou. Para melhor perceção do que foi referido, seleccionou-se a título de exemplo, o mês de setembro e outubro, onde se observa um volume de caudal afluyente menor (Figura 20) e, pelo contrário, o mês de dezembro e fevereiro onde o volume do caudal afluyente é mais elevado (Figura 21). Nestas figuras, encontra-se ainda, o valor da concentração média de zinco do afluyente bruto, o respetivo desvio padrão e o caudal médio para cada mês seleccionado.

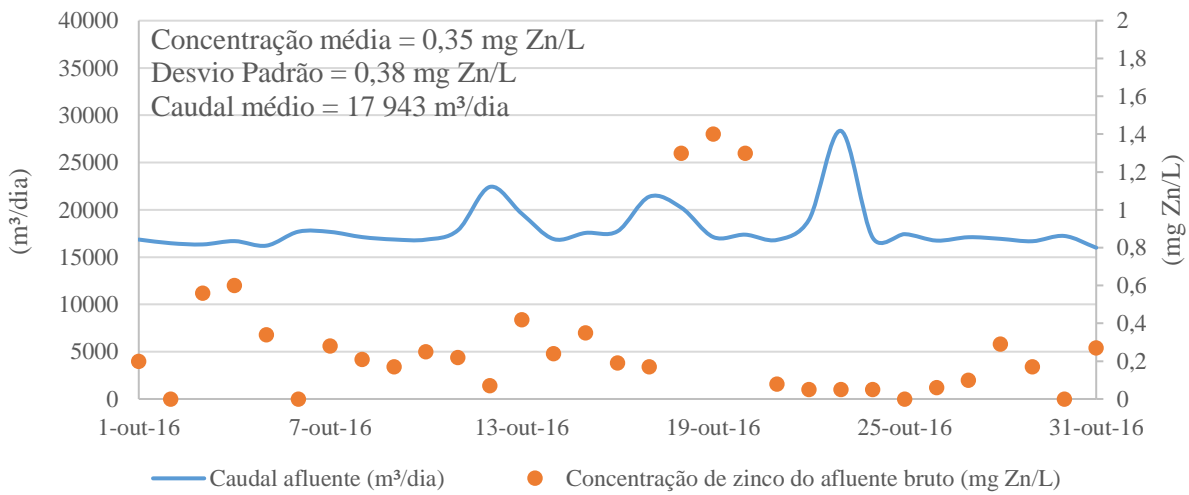
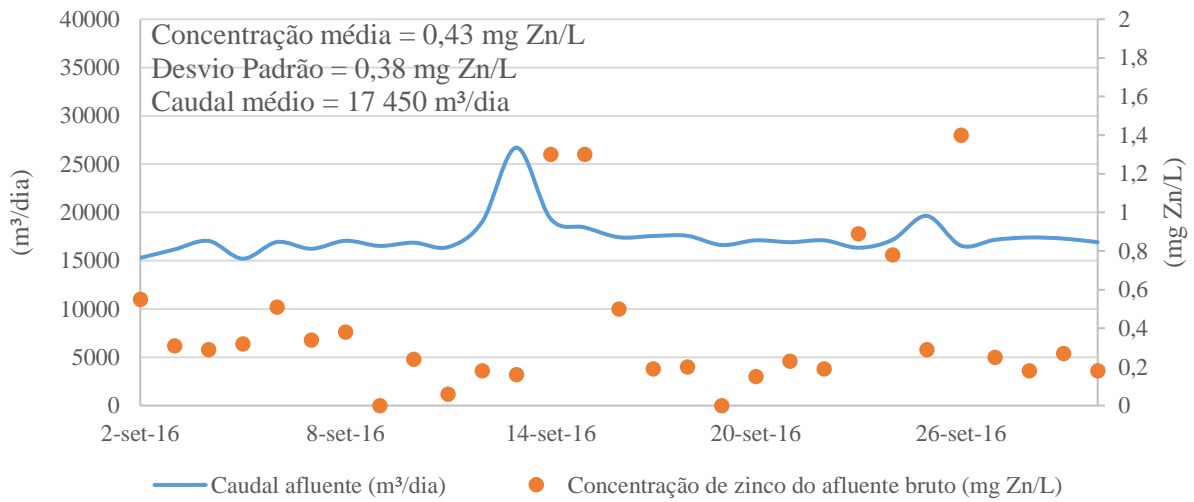


Figura 20 - Resultados da monitorização do afluyente bruto, para dois períodos de menor caudal afluyente e respetivas concentrações de zinco diárias do afluyente bruto.

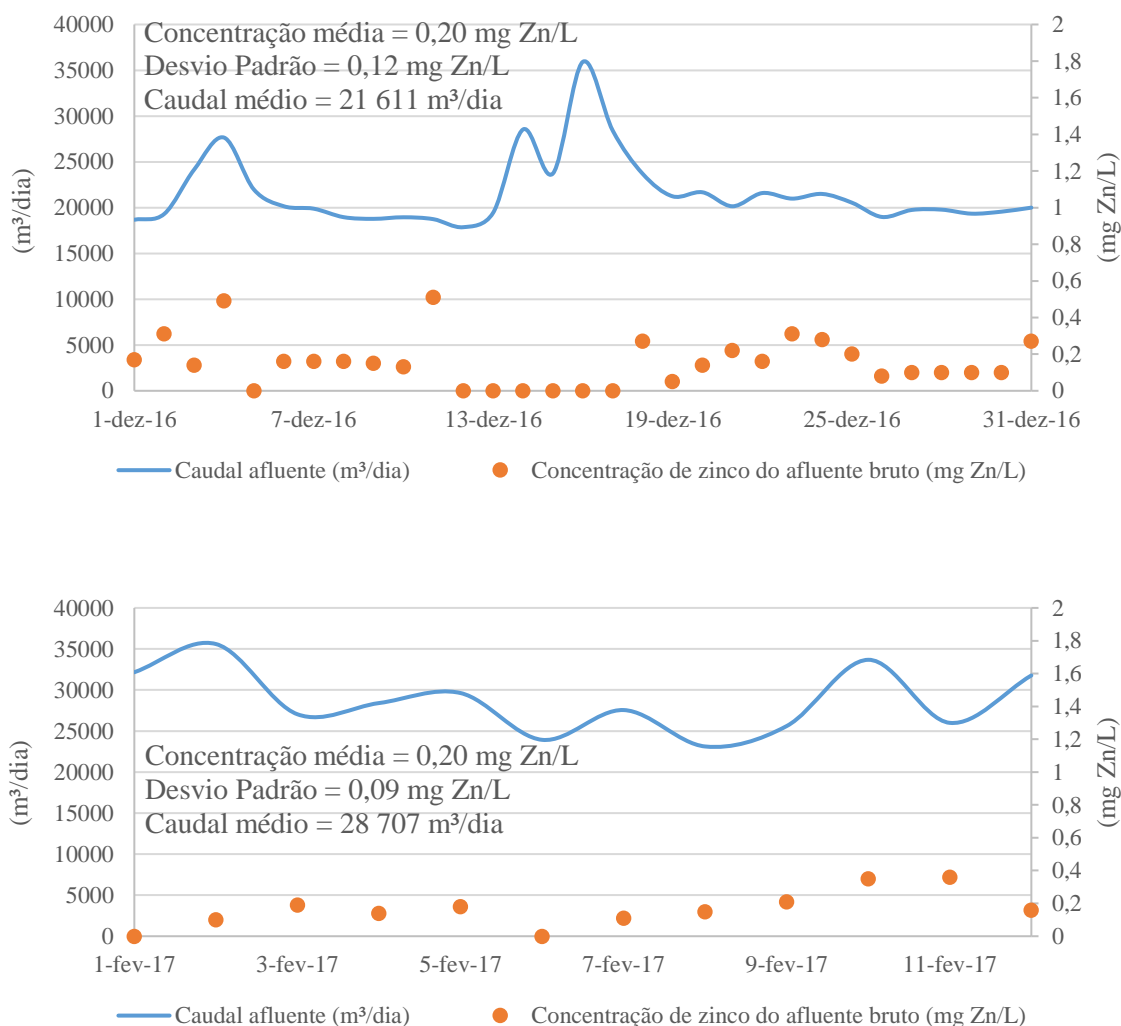


Figura 21 - Resultados da monitorização do afluente bruto, para dois períodos de menor caudal afluente e respetivas concentrações de zinco diárias do afluente bruto.

A causa do aumento repentino de caudal, observado na Figura 19, pode ser explicado com a existência de caudais excedentários, devido a afluências indevidas na sequência de eventos pluviométricos, como foi verificado na ETAR de Olhalvas. Este assunto é de elevada importância, visto também na ETAR do Coimbrão, as concentrações de zinco quantificadas na monitorização do afluente bruto, terem sido alvo de variações, e significar que apenas refletem a diluição provocada pelas afluências indevidas e não um possível perfil de afluência deste metal à ETAR.

A validação da existência de afluências indevidas na rede de drenagem pública da ETAR, é facilmente verificada pela relação direta entre o aumento do caudal afluente e a existência e/ou aumento da precipitação. Contudo, devido a problemas informáticos, para

esta avaliação, apenas foi possível obter os valores de precipitação da área geográfica correspondente à rede de coletores da Marinha Grande (Figura 22), ficando por incluir a área geográfica da rede de coletores do concelho de Leiria, Batalha e Porto de Mós. Na Figura 22, apresenta-se ainda o caudal afluente à ETAR.

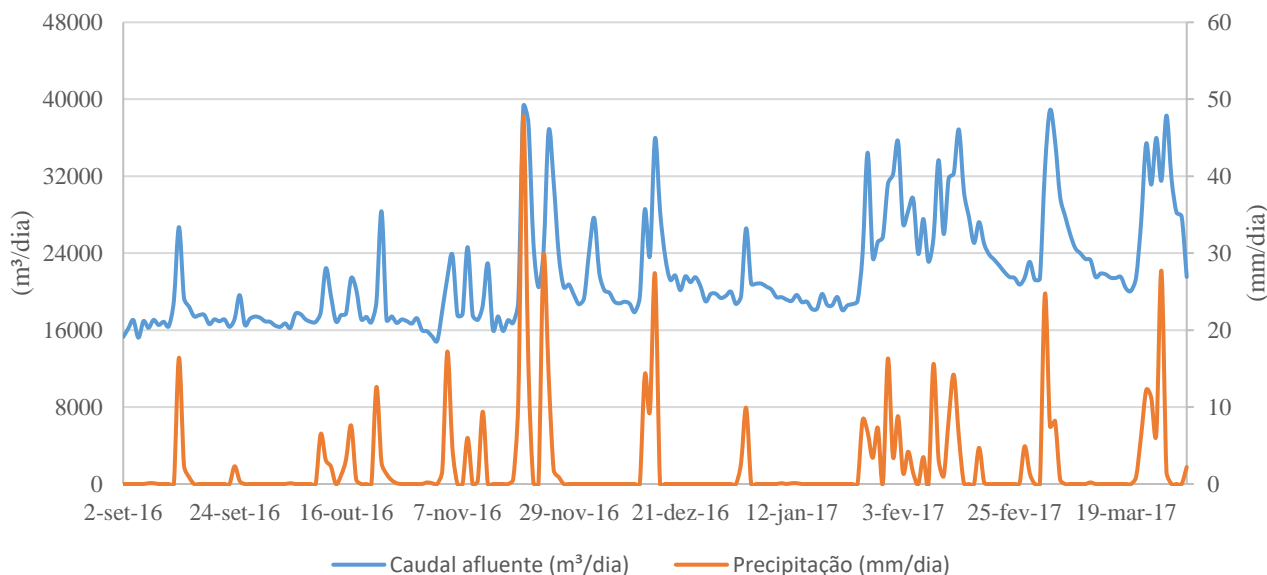


Figura 22 - Comparação do caudal afluente à ETAR do Coimbrão, com valores de precipitação da rede de coletores da Marinha Grande, no período de setembro de 2016 a março de 2017.

A Figura 22, apesar de não espelhar completamente os níveis de precipitação verificados na rede de drenagem pública da ETAR, válida para vários períodos temporais, a existência de caudais excedentários, devido às afluições indevidas. Ou seja, observa-se em diversos períodos, o aumento abrupto do caudal afluente, concordante com a ocorrência de eventos pluviométricos e, maior elevação do volume com o aumento da precipitação.

Verifica-se ainda, pela observação das Figura 20, Figura 21 e Figura 22, que as concentrações de zinco quantificadas no afluente bruto, diminuem com o efeito dos eventos pluviométricos, diminuindo ainda a dispersão das concentrações quando a precipitação é elevada, e pelo contrário, as concentrações aumentam, quando não existem caudais pluviais e apresentam maior dispersão.

De forma a avaliar que repercussões têm as concentrações de zinco quantificadas no afluente bruto para a contaminação verificada nas lamas tratadas, foi necessário recorrer-se ao cálculo de balanços de massas, realizados de forma análoga ao descrito e apresentado na monitorização deste fluxo de entrada, para a ETAR de Olhalvas.

Durante o período de monitorização do afluente bruto, verificou-se por questões de logística, a impossibilidade de, por vezes, poder manter a recolha de amostras com frequência diária, como era pretendido. Sendo imprescindível uma monitorização diária para apurar o total da carga mássica de zinco afluente à ETAR, decidiu efetuar-se uma análise estatística para os valores em falta, simulando para esses dias, valores de concentrações de zinco com base nos resultados reais, obtidos nas monitorizações dos dias anteriores e posteriores aos dias em falta, desde que não existissem valores atípicos nesse período, e considerando os valores mínimos, médios e máximos registados. Importa porém, acautelar o efeito da diluição dos poluentes afluentes à ETAR, resultante do aumento do caudal pelos caudais pluviais, de forma a minimizar os erros inerentes aos cálculos estatísticos. Para isso, na elaboração da análise estatística, foram delimitados os períodos temporais que o caudal afluente aumentou de volume abruptamente, por forma, a identificar os períodos em que as características de afluência podem ser consideradas idênticas.

Na Tabela 26, contabilizam-se por semanas, os números de dias em que não decorreu a amostragem durante o período total de monitorização. Na monitorização total efetuada, os dias sem amostras representam 14,6 %.

Tabela 26 - Contabilização semanal da monitorização do afluente bruto na ETAR do Coimbrão, com o número de dias de amostragem, número de dias sem amostras e a representação percentual do número de dias sem amostras.

Semana	Nº dias de amostragem	Nº dias sem amostras	Nº dias sem amostras (%)
35	3	0	0,0
36	7	1	14,3
37	7	0	0,0
38	7	1	14,3
39	7	1	14,3
40	7	1	14,3
41	7	0	0,0
42	7	0	0,0
43	7	2	28,6
44	7	0	0,0
45	7	2	28,6
46	7	1	14,3
47	7	0	0,0
48	7	1	14,3
49	7	1	14,3
50	7	6	85,7
51	7	0	0,0
52	7	0	0,0
1	7	3	42,9
2	7	0	0,0
3	7	2	28,6
4	7	0	0,0
5	7	1	14,3
6	7	1	14,3

Na Figura 23 são apresentados os resultados do balanço de massas efetuado nas lamas digeridas, determinados a partir dos valores das concentrações do afluente bruto, disposto por semanas. O balanço de massas realizado inclui três cenários distintos, por ter sido efetuado com base na análise estatística (contém as concentrações de zinco quantificadas e as estimativas com concentrações mínimas, médias e máximas, para os dias em que não foi possível efetuar a monitorização do afluente bruto).

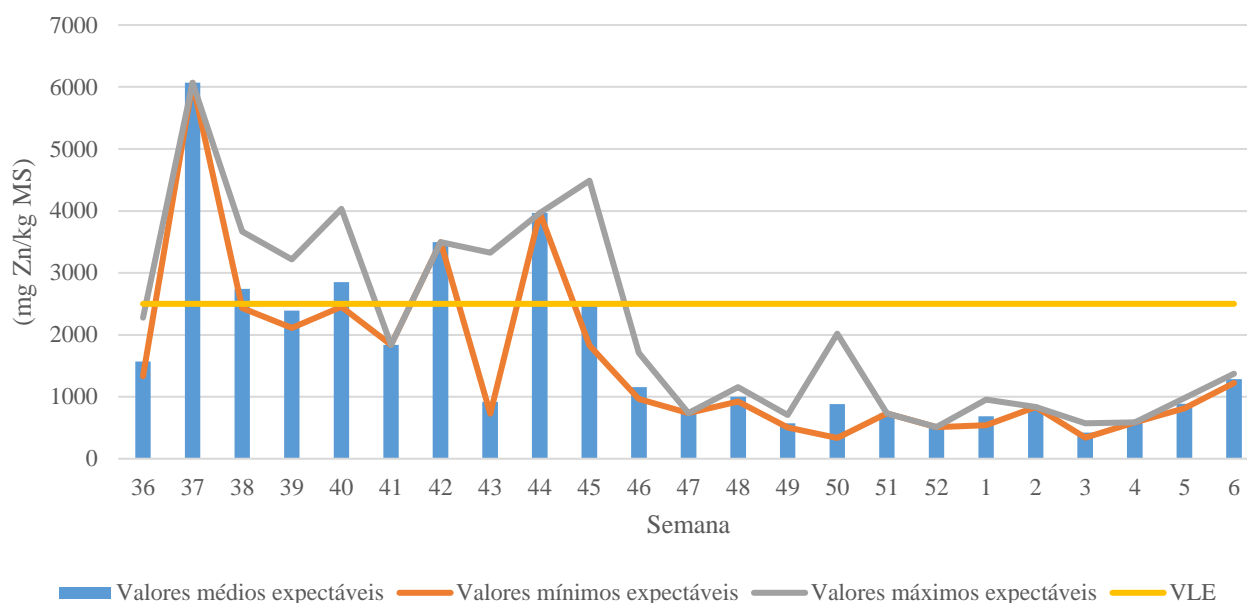


Figura 23 - Balanço mássico semanal, contemplando três cenários da concentração de zinco nas lamas digeridas, calculado com base nas concentrações medidas no afluente bruto, na ETAR do Coimbrão (comparação com o VLE).

Comparando as concentrações de zinco nas lamas digeridas nos três cenários considerados (Figura 23,), com o valor do VLE (2 500 mg Zn/kg MS) imposto pelo Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, verifica-se o cumprimento deste, nas semanas 36, 41 e de forma contínua, da semana 46 até à 6.

Analisando cada cenário individualmente, verifica-se que considerar os valores estimados utilizando valores mínimos, médios e máximos, não altera significativamente a análise dos dados. Neste caso concreto, verifica-se que as três abordagens são maioritariamente coincidentes na análise do cumprimento do VLE disposto na legislação.

B - Monitorização das lamas rececionadas

A monitorização das lamas suínícolas que são rececionadas na ETAR do Coimbrão, permitiu caracterizar o outro fluxo de entrada de zinco (pela fase sólida), de forma a clarificar a sua contribuição para os níveis de contaminação de zinco.

O período de monitorização contabilizou 26 semanas no total, iniciando-se na última semana de novembro de 2016 e concluindo-se no final de maio de 2017 (nos últimos dias de maio não houve receção de lamas suínícolas, tendo sido terminado o estudo na semana 21).

Foi estipulado que a monitorização seria realizada através de amostras pontuais efetuadas apenas a uma única descarga de cada produtor por dia e a todos os produtores que efetuem descargas num determinado dia. As amostras foram analisadas por um laboratório externo acreditado.

Devido a um grande volume de lamas suinícolas rececionadas diariamente, nem sempre foi possível obter amostras de todos os produtores que descarregavam por dia, inviabilizando que todo o volume rececionado fosse contemplado na monitorização. De igual forma ao realizado para a monitorização do afluente bruto, a solução encontrada para se poder obter, o total da carga mássica de zinco incorporada na ETAR, foi recorrer à análise estatística. A análise estatística foi realizada para cada produtor considerando as concentrações médias, sendo esperado que com o aumento de amostras obtidas por produtor, possam ser diminuídos os erros associados. Nos casos em que não foi possível monitorizar o efluente de um determinado produtor, ou seja, não se obteve nenhuma amostra de lamas suinícolas desse produtor ou de vários, foi realizada uma análise estatística utilizando concentrações médias de todas as lamas monitorizadas dos vários produtores. Visto tratar-se de uma abordagem grosseira, foram realizadas algumas ponderações. Tendo em consideração que os produtores não monitorizados evidenciaram uma frequência de descarga muito baixa, com um volume total rececionado baixo ou com, baixos volumes rececionados espaçados no tempo, os quais foram equiparados aos produtores monitorizados com as mesmas características.

O volume de lamas suinícolas rececionadas ao longo deste período foi variável, como se pode observar na Tabela 27 (contabilização por semanas). Na Tabela 27 apresentam-se ainda os volumes das lamas suinícolas que foram abrangidos pela monitorização. No total, a monitorização abrangeu 39,5% das lamas rececionadas.

Tabela 27 - Contabilização semanal do volume das lamas suinícolas rececionadas na ETAR do Coimbrão, com o volume rececionado, o volume abrangido na monitorização e a representação percentual do volume abrangido na monitorização.

Semana	Volume de lamas suinícolas rececionadas (m ³)	Volume de lamas suinícolas abrangidas na monitorização (m ³)	Volume de lamas suinícolas abrangidas na monitorização (%)
48	970	320	33,0
49	1 115	200	17,9
50	685	225	32,8
51	745	280	37,6
52	720	200	27,8
1	1 205	370	30,7
2	1 250	60	4,8
3	1 070	300	28,0
4	505	140	27,7
5	995	355	35,7
6	735	225	30,6
7	840	0	0,0
8	1 005	120	11,9
9	940	375	39,9
10	1 045	605	57,9
11	845	685	81,1
12	690	570	82,6
13	1 240	1 160	93,5
14	180	180	100,0
15	0	-	-
16	20	20	100,0
17	120	120	100,0
18	40	0	0,0
19	275	200	72,7
20	235	160	68,1
21	190	100	52,6

Os volumes de lamas suinícolas rececionadas de cada produtor, também foi variável durante o período de monitorização, assim como os volumes abrangidos na monitorização e o número de amostras analisadas de cada produtor (Tabela 28). Por questões de confidencialidade, à identificação de cada produtor foi atribuído uma referência alfabética.

Tabela 28- Contabilização por produtor do volume de lamas suinícolas rececionadas na ETAR do Coimbrão, com o volume rececionado, o volume abrangido na monitorização, a representação percentual do volume abrangido na monitorização e o número de amostras realizadas.

Produtor	Volume de lamas suinícolas rececionadas (m ³)	Volume de lamas suinícolas abrangidas na monitorização (m ³)	Volume de lamas suinícolas abrangidas na monitorização (%)	Nº de amostras
A	40	40	100,0	2
B	20	20	100,0	1
C	20	0	0,0	0
D	20	0	0,0	0
E	2 675	1 050	39,3	15
F	40	40	100,0	1
G	60	60	100,0	3
H	40	0	0,0	0
I	100	0	0,0	0
J	120	60	50,0	0
K	160	120	75,0	3
L	120	60	50,0	2
M	20	0	0,0	0
N	20	0	0,0	0
O	100	0	0,0	0
P	260	80	30,8	3
Q	340	180	52,9	5
R	960	540	56,3	10
S	40	40	100,0	1
T	7 320	2 460	33,6	24
U	3 845	1 460	38,0	18
V	80	40	50,0	2
W	60	20	33,3	1
X	40	40	100,0	1
Y	40	20	50,0	1
Z	1 120	640	57,1	10

Observando a Tabela 28 verifica-se que houve sete produtores não monitorizados, o Produtor C, D, H, I, M, N e O. Estes produtores não monitorizados foram equiparados aos Produtores: A, B, F, G, L, V, W, X e Y. O Produtor S apesar de ter evidenciado características de descarga idênticas, não foi considerado, pois apresentou concentrações de zinco (amostras em mg Zn/L) muito superiores aos produtores monitorizados com as mesmas características.

O estudo da concentração de zinco das lamas suinícolas rececionadas foi realizado à chegada destas, e diferenciado no processo de digestão anaeróbia. Considerando o facto de as lamas suinícolas só serem incorporadas no tratamento da fase sólida à entrada do digestor, foi realizado um balanço de massas ao digestor apenas para as lamas suinícolas, além do balanço de massas (análogo ao realizado para a ETAR de Olhalvas), com a determinação deste fluxo nas lamas digeridas.

Na Figura 24 e Figura 25 apresentam-se os resultados da monitorização realizada à chegada das lamas suinícolas, por semana (Figura 24) e por cada produtor (Figura 25). Note-se que, estes resultados foram calculados recorrendo à análise estatística efetuada, de forma a poder ser considerado todo o volume e conseqüentemente, a carga mássica de zinco total incorporada na ETAR.

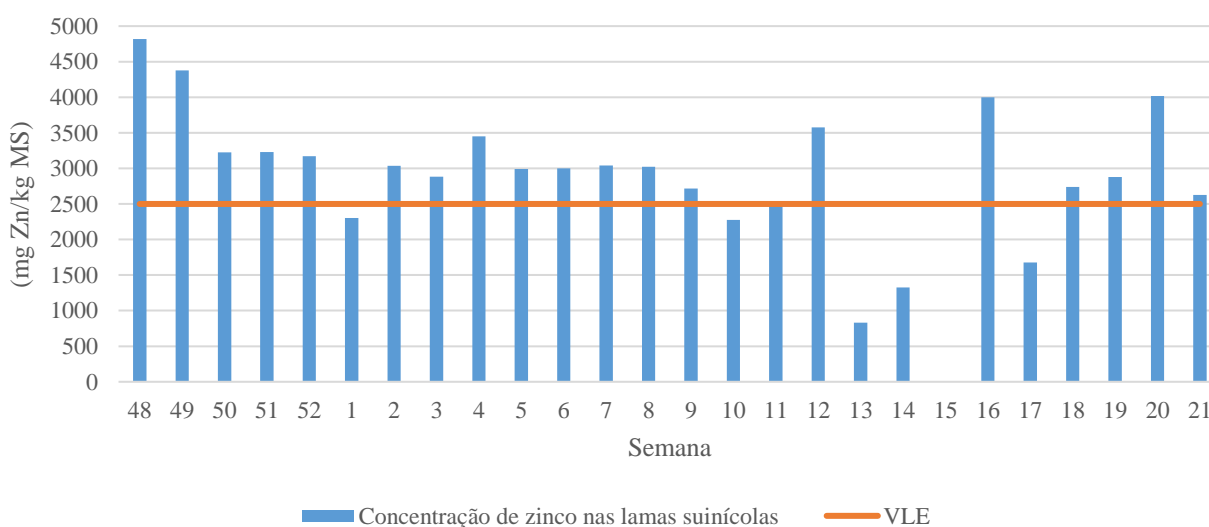


Figura 24 – Concentração de zinco expectável nas lamas suinícolas, rececionadas na ETAR do Coimbrão (comparação com o VLE).

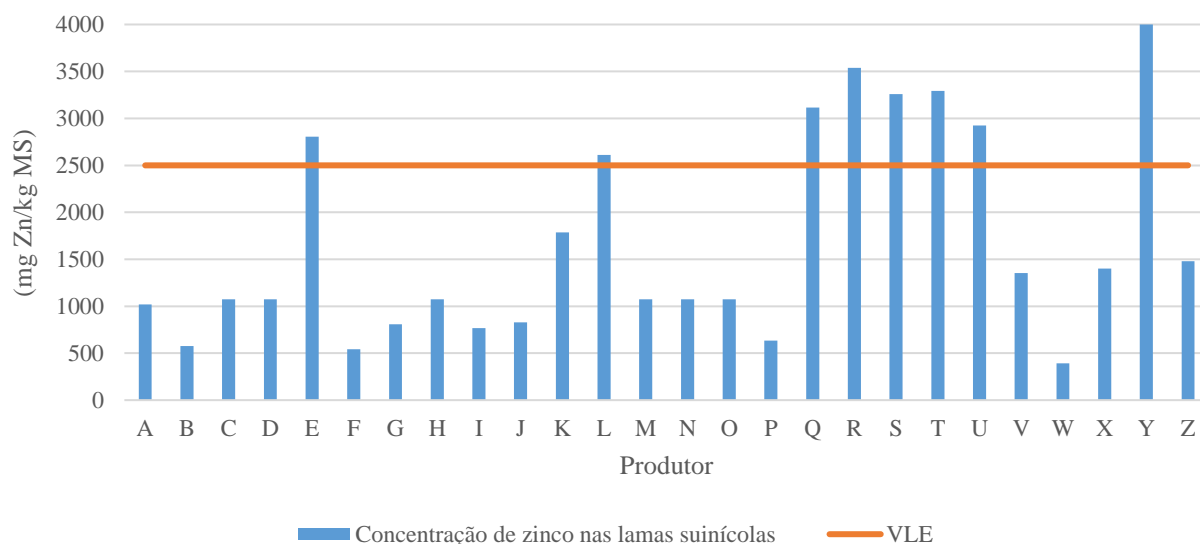


Figura 25 – Concentração de zinco expectável nas lamas suinícolas de cada produtor, rececionadas na ETAR do Coimbrão (comparação com o VLE).

Comparando os resultados obtidos na monitorização à chegada das lamas suinícolas com o VLE (2 500 mg Zn/kg MS) imposto pelo Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro (Figura 24), observa-se que a concentração de zinco nas lamas suinícolas não ultrapassou o VLE apenas em seis semanas, nas semanas 1, 10, 11, 13, 14 e 17.

Ao relacionar as concentrações de zinco nas lamas suinícolas nas semanas que não foi ultrapassado o VLE (Figura 24), com os volumes de lamas suinícolas rececionadas (Tabela 27), não se verifica dependências, evidenciando que os principais fatores que contribuem para o aumento da concentração de zinco nas lamas suinícolas rececionadas são: a receção de lamas de produtores que por norma apresentam maiores concentrações de zinco e o número de descargas que efetuam.

Na Figura 25, estabelece-se o perfil de cada produtor durante o período de monitorização, identificando-se oito produtores (Produtor E, L, Q, R, S, T, U e Y) que excedem o VLE imposto pelo Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro e que apresentaram maioritariamente concentrações de zinco elevadas. Destes oito produtores distinguem-se os Produtores E, T e U, por poderem influenciar de forma mais significativa, a concentração de zinco nas lamas suinícolas rececionadas, devido ao facto de apresentarem maiores frequências de descarga comparativamente aos restantes produtores (Tabela 28).

A análise estatística realizada para contemplar o volume total de lamas suinícolas rececionado, foi concordante com a avaliação dos perfis de cada produtor, tendo por base apenas os volumes monitorizados (Figura 26).

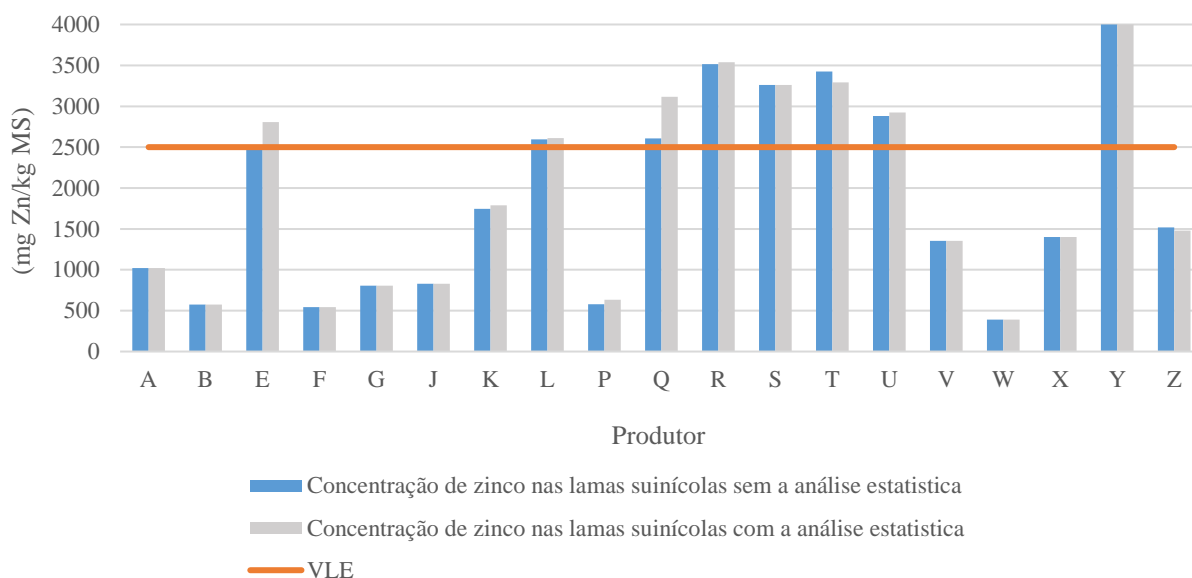


Figura 26 - Concentração de zinco nas lamas suinícolas de cada produtor, tendo por base os volumes monitorizados e os volumes totais pela análise estatística (comparação com o VLE).

Pela análise da Figura 26, verifica-se que a diferença entre os valores estimados e reais para os vários produtores apresenta alguma linearidade, o que indica, aparentemente, uma uniformidade de concentrações para um mesmo produtor. Contudo, excetuam-se 2 casos (Produtor E e Q), justificando-se estas diferenças pelo facto de terem existido valores muito atípicos na amostra considerada. Esta situação para o Produtor E, é justificada devido ao produtor ter apresentado duas amostras (das 15) com valores de concentração de zinco muito baixas e díspares em relação às restantes, tendo sido inclusive, desprezado o valor mais baixo (2,4 mg Zn/kg MS, monitorizado no dia 5 de janeiro de 2017) na análise estatística. No caso do Produtor Q, pelo contrário, o produtor apresentou uma amostra (das 5) com um valor de concentração de zinco muito elevado (14 200 mg Zn/kg MS, monitorizada no dia 19 de maio de 2017) e dispare dos restantes, resultando no aumento da concentração para este produtor após análise estatística.

O balanço de massas ao digestor efetuado às lamas suinícolas teve por base os seguintes parâmetros de operação: a entrada de lamas suinícolas com 56,25 % de SVT e uma redução de 50 % dos SVT pelo digestor anaeróbio. A percentagem de SVT foi obtida através

dos dados fornecidos pela AdCL (da monitorização efetuada para o controlo dos processos), tendo sido considerado o valor médio das análises efetuadas no período de janeiro de 2016 a março de 2017. A percentagem de redução de SVT considerada para o digestor anaeróbio, foi retirada da Memória Descritiva da ETAR do Coimbrão (SIMLIS, 2004).

Os resultados obtidos do balanço de massas efetuado ao digestor, considerando apenas as lamas suinícolas, apresentam-se na Figura 27 (por semanas) e Figura 28 (por produtor).

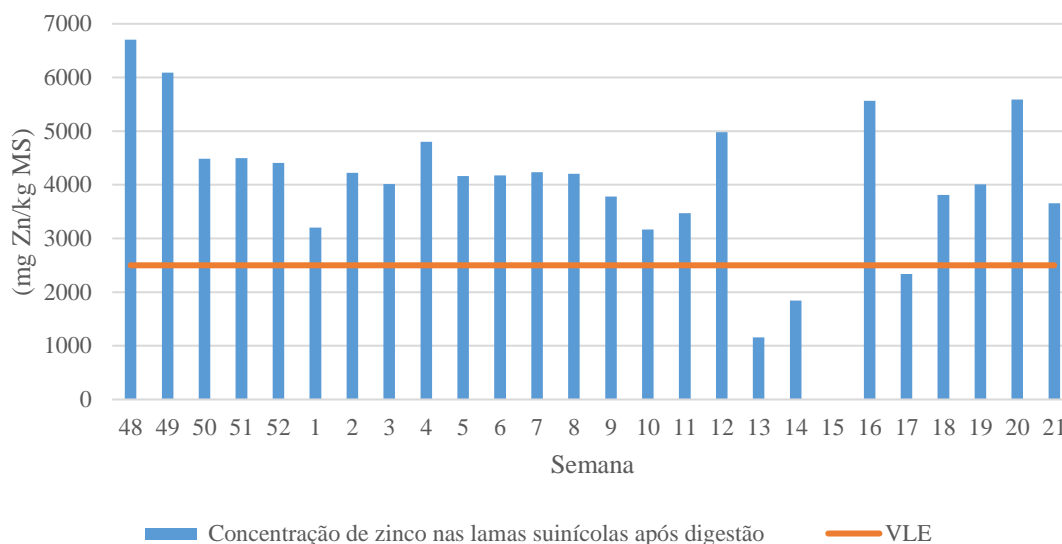


Figura 27 – Concentração de zinco expectável nas lamas suinícolas após digestão, calculada através do balanço mássico realizado ao digestor (comparação com o VLE).

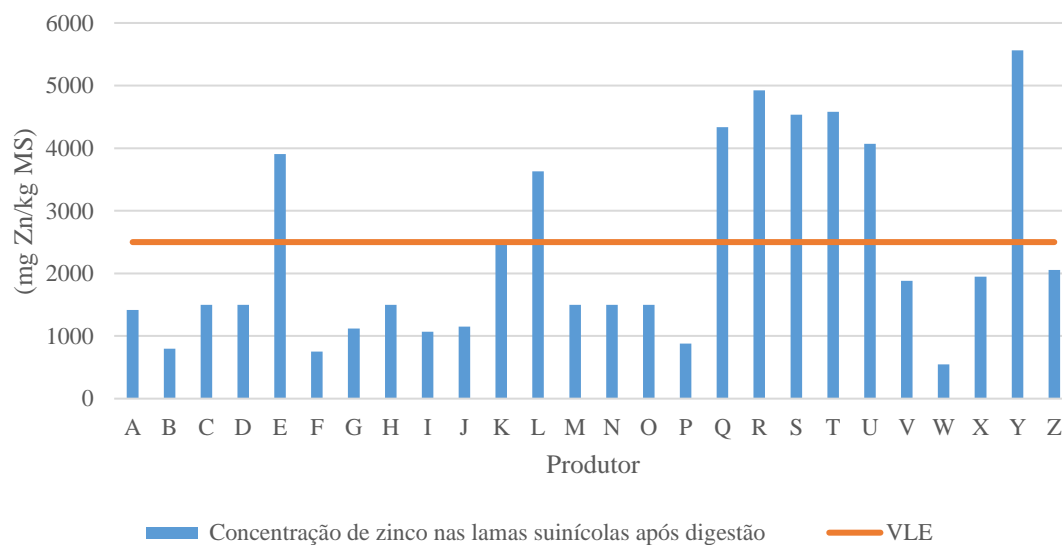


Figura 28 - Concentração de zinco expectável nas lamas suinícolas após digestão, calculadas através do balanço mássico realizado ao digestor, por produtor (comparação com o VLE).

Observando a Figura 27, verifica-se que, em apenas três semanas o VLE não foi excedido, na semana 13, 14 e 17. Observa-se ainda, como seria de esperar, um aumento da concentração de zinco, comparativamente à avaliação realizada à chegada, devido à perda de SVT na digestão anaeróbia.

Observando a Figura 28, verifica-se que os produtores que excedem o VLE após digestão já demonstraram idêntico perfil na monitorização realizada à chegada (Figura 25). Dos produtores que não excedem o VLE, o Produtor K, foi o que apresentou uma maior concentração de zinco após digestão, comparativamente aos restantes produtores.

De seguida, na Figura 29, apresentam-se os resultados do balanço de massas efetuado para a determinação deste fluxo nas lamas digeridas. Note-se que, as lamas digeridas englobam a carga de sólidos das lamas produzidas na ETAR do Coimbrão (lamas primárias e secundárias) e das lamas suinícolas.

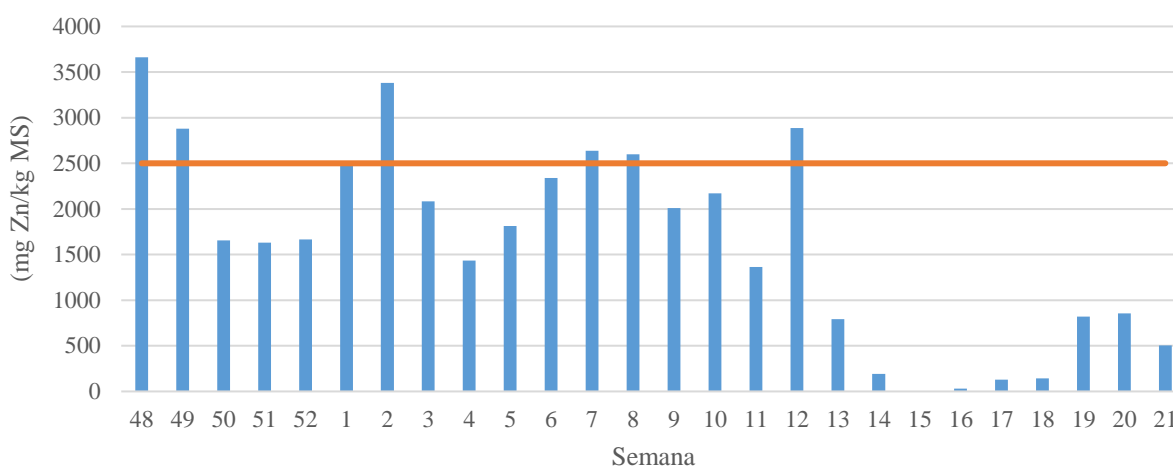


Figura 29 – Concentração de zinco expectável nas lamas digeridas na ETAR do Coimbrão, calculado com base nas concentrações medidas nas lamas suinícolas rececionadas (comparação com o VLE).

Comparando o balanço de massas ao digestor, efetuado apenas com as lamas suinícolas (Figura 27) com o balanço de massas nas lamas digeridas (Figura 29), como seria de esperar, verifica-se devido ao efeito de diluição a diminuição da concentração de zinco em todas as semanas, refletindo-se na diminuição das semanas que incumprem o VLE imposto pelo Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro. Observando a Figura 29 verifica-se que o VLE imposto pelo Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, só é excedido em seis semanas, a semana 48, 49, 2, 7, 8, e 12.

Comparando esta avaliação com a informação contida na Tabela 27, verifica-se que nos meses com menores volume de lamas suinícolas rececionadas (e dispares dos restantes), o mês de abril e de maio (da semana 13 à 21), a concentração de zinco nas lamas digeridas determinada a partir das lamas suinícolas diminuiu abruptamente, por comparação com os restantes meses. Evidenciando assim, que face ao efeito de diluição provocado pelas lamas digeridas, menores volumes deste fluxo de entrada resulta em diminuições da concentração de zinco nas lamas digeridas.

C- Comparação dos dois fluxos de entrada de zinco

Com a finalidade de comparar os dois fluxos de entrada de zinco (afluência pelo afluente bruto vs afluência pelas lamas suinícolas), apresentam-se na Figura 30 os valores de concentração de zinco para os balanços de massas efetuados individualmente para cada fluxo, restritos ao período de monitorização em simultâneo (11 semanas). Note-se que, na Figura 30 as concentração de zinco determinadas a partir do afluente bruto são referentes aos valores médios expectáveis, observados na Figura 23.

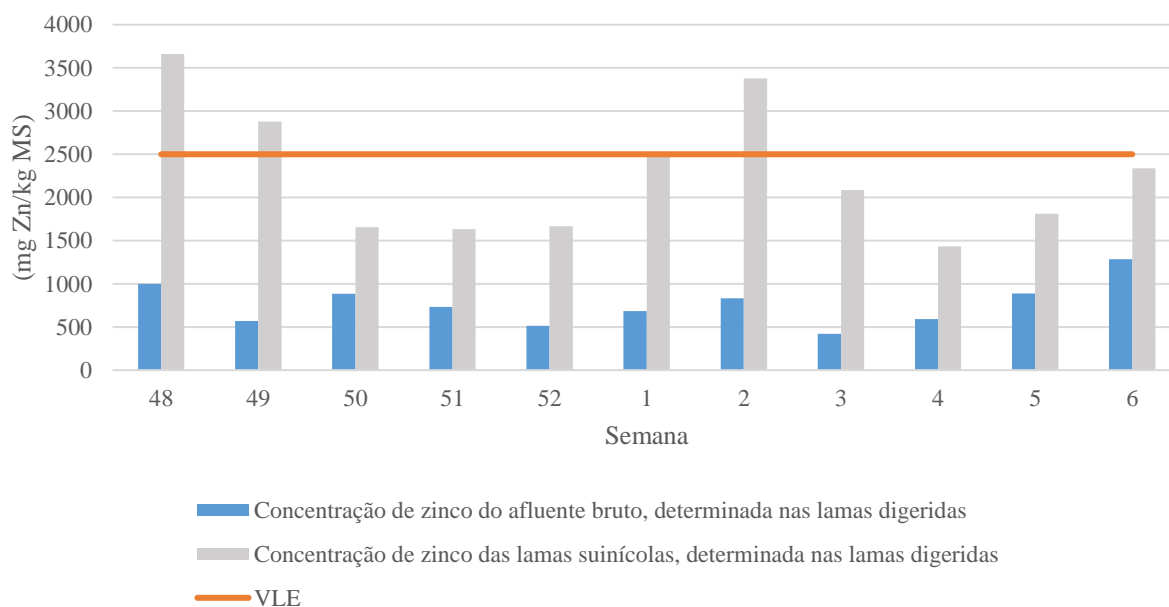


Figura 30 - Comparação semanal da concentração de zinco expectável nas lamas digeridas na ETAR do Coimbrão, calculada com base nas concentrações medidas no afluente bruto e nas lamas rececionadas (comparação com o VLE).

Observando a Figura 30, verifica-se que em todas as semanas as concentrações nas lamas digeridas determinadas a partir das lamas suinícolas são superiores às determinadas através do afluente bruto.

Relacionando a Figura 23 e Figura 29, com a Figura 30, observa-se que o período de monitorização em simultâneo dos dois fluxos de entrada, incidiu no caso da monitorização do afluente bruto (Figura 23), nas semanas em que a concentração de zinco nas lamas digeridas se manteve sempre inferior ao VLE (2 500 mg Zn/kg MS) e, no caso da monitorização das lamas suinícolas (Figura 29), nas semanas em que se verificou as maiores concentrações. Contudo, observando o período total de cada monitorização, e comparando o valor da concentração de zinco mais elevado verificado nas lamas suinícolas (Figura 29), com os valores médios da concentração de zinco mais elevados verificados no afluente bruto (Figura 23), verifica-se que o maior valor observado nas lamas suinícolas (na semana 48) só é ultrapassado duas vezes pelo afluente bruto (nas semanas 37 e 44), evidenciando o elevado contributo das lamas suinícolas.

4.2.2. Fluxo de saída de zinco na ETAR

A - Monitorização das lamas desidratadas

A monitorização das lamas desidratadas (o fluxo de saída da fase sólida) foi justificada, pela necessidade de acompanhar as concentrações de zinco calculadas pelos balanços de massas nas lamas digeridas, com as concentrações efetivas nas lamas desidratadas (nas lamas tratadas pela ETAR do coimbrão), ou seja, de forma a validar os balanços de massa efetuados.

A monitorização contabilizou 12 semanas, iniciando-se no início de março e terminando na primeira semana de junho de 2017. Foram recolhidas amostras pontuais, com frequência semanal, e enviadas para análise para um laboratório externo acreditado. O local de amostragem para a colheita das lamas desidratadas foi à saída da centrífuga. Os resultados encontram-se esquematizados na Tabela 29.

Tabela 29 – Resultados da monitorização das lamas desidratadas na ETAR do Coimbrão.

Semana	Concentração de zinco nas lamas desidratadas (mg Zn/kg MS)
10	2 510
11	1 380
12	1 670
13	1 110
14	690
15	1 030
16	940
17	2 390
18	1 460
20	2 460
21	1 950
23	2 500

Observando a Tabela 29, verifica-se que apenas na semana 10, o VLE (2 500 mg Zn/kg MS) imposto pelo Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, foi excedido.

Para realização da análise conjunta dos resultados e validação do balanço de massas dos dois fluxos de entrada, com a monitorização realizada ao fluxo de saída da fase sólida (Tabela 29), como já foi referido para a ETAR de Olhalvas, procedeu-se ao estudo das eficiências de remoção de zinco do processo da desidratação (a metodologia foi igual à efetuada para a ETAR de Olhalvas), de forma a validar se o zinco nas lamas digeridas precipita na totalidade nas lamas desidratadas, ou se haverá perdas significativas na fração líquida. Esta monitorização iniciou-se no final de março até início de junho, num total de 9 semanas (Tabela 30).

Tabela 30 - Apresentação do estudo das eficiências de remoção de zinco do processo da desidratação na ETAR do Coimbrão, com a monitorização das lamas digeridas e escorrências da centrífuga.

Semana	Concentração de zinco nas lamas digerida (mg Zn/L)	Concentração de zinco nas escorrências da centrífuga (mg Zn/L)
12	7,8	0,12
14	46,5	0,3
15	3,28	<0,05
16	3,9	<0,05
17	23,7	0,127
18	9,5	0,0555
20	0,427	0,0719
21	21,8	0,186
23	20,4	0,515

Observando a Tabela 30, verifica-se que a variação da concentração de zinco nas escorrências é mínima e não depende da concentração das lamas afluentes à desidratação, sendo que, as oscilações de concentrações afluentes se refletem apenas nas lamas desidratadas, de forma direta, não havendo impacto destas oscilações na fração líquida (escorrências), podendo ser considerado, que no processo da desidratação ocorrem perdas pouco significativas pela fração líquida.

As eficiências de remoção de sólidos das lamas digeridas pelo processo da desidratação é outro fator com implicações no estudo, como já foi referido para a ETAR de Olhalvas. Utilizando os dados disponibilizados pela AdCL, da monitorização efetuada para controlo do processo, foi calculado o valor médio das eficiências de remoção de sólidos. O período de avaliação abrangeu setembro de 2016 a junho de 2017 até a primeira semana de junho de 2017. Verificou-se que em média durante este período, a eficiência de remoção de sólidos é de 98,1 %, evidenciando uma perda de sólidos pouco significativa.

Verifica-se assim, que o processo da desidratação introduz perdas pouco significativas, na concentração de zinco e sólidos, verifica-se que aperfeiçoar o primeiro pressuposto colocado para a elaboração dos balanços de massas, não traria mais-valias para este estudo. Assim, as lamas digeridas podem ser equiparadas às lamas desidratadas, e o balanço de massa dos dois fluxos de entrada pode ser analisado em conjunto com a monitorização das lamas desidratadas. Importa contudo, alertar para o terceiro pressuposto colocado na elaboração do balanço de massas. Como não foram considerados os tempos de retenção dos vários órgãos de tratamento da fase sólida, a análise não pode ser realizada considerando os

mesmos espaços temporais. Na Tabela 31 apresenta-se o balanço de massas dos dois fluxos de entrada. Note-se que, na Tabela 31, os valores de concentração de zinco determinados a partir do afluente bruto são referentes aos valores médios expectáveis, observados na Figura 23.

Tabela 31 – Concentração de zinco expectável semanalmente nas lamas digeridas na ETAR do Coimbrão, determinada a partir da concentração de zinco dos dois fluxos de entrada (afluente bruto e lamas suínícolas).

Semana	Concentração de zinco nas lamas digeridas, calculada com base nas concentrações medidas dos dois fluxos de entrada (mg Zn/kg MS)
48	4 660
49	3 449
50	2 540
51	2 365
52	2 178
1	3 166
2	4 214
3	2 503
4	2 023
5	2 699
6	3 625

Observando a Tabela 31 e a Tabela 29 verifica-se que as semanas de cada período estão muito distante no tempo, não sendo possível apurar o erro associado aos balanços de massas efetuados. Apesar do período de monitorização das lamas suínícolas abranger ambos os períodos (Figura 29) e, tendo em consideração a importância das lamas suínícolas para a contaminação de zinco nas lamas desidratadas, não é possível realizar-se esta comparação.

5. Conclusões e propostas futuras

No período de realização deste estudo, a contaminação com metais nas duas ETAR em estudo foi variável no tempo e na concentração do metal. Na ETAR de Olhalvas, foram verificados incumprimentos para o zinco com maior frequência, e para o níquel e cobre. Na ETAR do Coimbrão, apenas foi verificado incumprimento para o zinco.

Durante o estudo, a partir dos resultados das monitorizações foram efetuados vários balanços de massa de forma a avaliar as repercussões das concentrações de zinco quantificadas para a contaminação verificada nas lamas tratadas. Por falta de dados de monitorização, foi considerado como pressuposto que a carga mássica das duas principais aflúências ficariam acumuladas na totalidade nas lamas tratadas.

Para este pressuposto, foi incluído no estudo a monitorização do processo da desidratação, de modo a permitir o aperfeiçoamento dos resultados obtidos, no caso de se verificar perdas de zinco pela fração líquida (escorrências) significativas. Contudo as perdas pela fração líquida são também verificadas através do efluente tratado e no método utilizado para o espessamento das lamas, o espessador gravítico.

Apesar de não ter sido apresentado no presente Relatório, foram efetuadas monitorizações ao efluente tratado, concluindo-se que as perdas pela fração líquida pelo efluente tratado são mínimas e pouco significativas, em ambas as ETAR do estudo.

Relativamente à monitorização do espessador gravítico, optou-se por não incluir as perdas deste método, por obrigatoriamente ser necessário a implementação de um plano de monitorização complexo, abrangendo o período total das monitorizações realizadas às duas aflúencia principais, visto que, para o controlo dos processos de tratamento, a montante e a jusante, as suas condições de operação estão em constante alteração. Além de moroso e oneroso, crê-se que não acrescentaria mais-valias para este estudo, no entanto poderá ser considerado no âmbito de trabalho futuro.

Através dos resultados dos balanços de massa efetuados para o afluente bruto da ETAR de Olhalvas e para as lamas espessadas rececionadas, conclui-se que a principal aflúencia que contribui para a contaminação de zinco nas lamas tratadas da ETAR, são as lamas espessadas, e em concreto, das lamas espessadas da ETAR 2.

É ainda possível concluir que a ETAR de Olhalvas mesmo não recebendo as lamas espessadas de outras ETAR, mantém a problemática relativamente ao cumprimento da legislação. No entanto, nessas condições, verificam-se níveis de contaminação muito inferiores.

Na origem das elevadas concentrações de zinco nas lamas espessadas da ETAR 2, conclui-se existirem situações de incumprimento do disposto nos regulamentos aplicáveis. Pela análise de correlação realizada aos valores de concentração metálica do afluente bruto da ETAR 2, evidenciou-se uma proveniência comum de zinco, níquel e crómio, indicando uma mesma origem industrial. Resultados comprovados pelas monitorizações realizadas no sistema em baixa da ETAR, que identificou pelo menos uma indústria com valores acima dos permitidos.

A medida prioritária para minimizar esta problemática, passa por reportar à Entidade Gestora responsável pelo sistema em baixa da ETAR 2, as graves situações de incumprimento cometidas pela Indústria identificada, e as consequências verificadas nas lamas tratadas.

Porém, cessadas as situações de incumprimento verificadas na ETAR 2, ou deixando a ETAR de Olhalvas a curto prazo de rececionar lamas espessadas da ETAR 2, estas medidas apenas terão efeito na diminuição dos níveis de contaminação de zinco nas lamas tratadas, mantendo-se a impossibilidade do encaminhamento para a valorização agrícola.

De forma a assegurar que as lamas possam ser valorizadas em solos agrícolas, a AdCL terá de adequar o VLE fixado no seu Regulamento. Estima-se que o VLE para o zinco máximo, para assegurar o cumprimento do disposto na legislação deve ser de 0,33 mg Zn/L.

Com base nos resultados obtidos no presente estudo, propõe-se também num próximo trabalho a monitorização da afluência de cobre pelo afluente bruto na ETAR de Olhalvas, considerando o valor da concentração que foi excedido para uma das análises.

Através dos resultados dos balanços de massa, efetuados para o efluente bruto da ETAR do Coimbrão e para as lamas suinícolas, conclui-se que a principal afluência que contribui para a contaminação de zinco nas lamas tratadas da ETAR, são as lamas suinícolas. Contudo, a carga afluente deste metal pelo fluxo da fase líquida é significativa, não podendo ser desprezada. Apesar das concentrações verificadas no período monitorizado não serem muito elevadas, mantendo-se inclusivamente abaixo dos limites impostos no regulamento aplicável para o efeito, as cargas de zinco afluente podem comprometer o cumprimento do

VLE para as lamas tratadas, pelo facto do caudal afluente ser muito elevado. Esta situação aparenta ter um maior impacto na época estival.

Por se ter verificado que os efluentes pecuários apresentam grande imprevisibilidade dos níveis de contaminação de zinco e disparidades por produtor, a fim de minimizar a problemática causada, devem ser encontradas medidas mitigadoras na fonte, pela Entidade Gestora deste tipo de efluentes.

Esta página foi intencionalmente deixada em branco

Bibliografia

Abdelfattah, I., Ismail, A. A., Sayed, F. A. & Almedolab, A., 2016. Biosorption of heavy metals ions in real industrial wastewater using peanut husk as efficient and cost effective adsorbent. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, pp. 176-183.

Abdel-Raouf MS & Abdul-Raheim ARM, 2017. Removal of Heavy Metals from Industrial Waste Water by Biomass-Based Materials: A Review. *Journal of Pollution Effects & Control* 5 n° 1, pp. 1-13.

AdP - Águas de Portugal, SGPS, S.A., s.d. *Águas de Portugal*, s.l.: By the Book. Edições Especiais, lda.

Ahmad, T., Ahmad, K. & Alam, M., 2016. Sustainable management of water treatment sludge through 3"R" concept. *Journal of Cleaner Production* 124, pp. 1-13.

Al-Shannag, M. et al., 2014. Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. *Chemical Engineering Journal*, pp. 749-756.

Al-Zoubi, H., Ibrahim, K. A. & Abu-Sbeih, K. A., 2015. Removal of heavy metals from wastewater by economical polymeric collectors using dissolved air flotation process. *Journal of Water Process Engineering* 8, pp. 19-27.

Amendoeira, I. L. P., 2011. *Sistema de Gestão Integrado Sustentável de Efluentes Agro-Pecuários - Estudo de Caso: Sub-bacia Hidrográfica do rio Alviela, Concelho de Santarém*, s.l.: s.n.

APA, 2013. *Gestão de Lamas de Estações de Tratamento de Águas Residuais Urbanas (2010-2013)*, s.l.: Agência Portuguesa do Ambiente.

ATSDR, s.d. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. [Online] Available at: <https://www.atsdr.cdc.gov/> [Acedido em maio 2017].

Azizi, S., Kamika, I. & Tekere, M., 2016. Evaluation of Heavy Metal Removal from Wastewater in a Modified Packed Bed Biofilm Reactor. *PLOS ONE*, pp. 1-13.

Balkhair, K. S. & Ashraf, M. A., 2015. Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, pp. S32-S44.

Decreto Regulamentar 23/95, de 23 de agosto, s.d. *Diário da República n° 194/95, Série I-B, páginas 5284-5319*, s.l.: Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações.

Decreto-Lei n.º103/2015, de 15 de junho, s.d. *Diário da República n°114/2015, 1.ª série, páginas 3756-3788*, s.l.: Ministério da Economia.

Decreto-Lei n° 236/98, de 1 de agosto, s.d. *Diário da República n°176/98, Série I-A, páginas 3676-3722*, s.l.: Ministério do Ambiente.

Decreto-Lei n° 73/2011, de 17 de junho, s.d. *Diário da República n°116/2011, 1.ª série, páginas 3251-3300*, s.l.: Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território.

Decreto-Lei n° 81/2013, de 14 de junho, s.d. *Diário da República n°113/2013, 1.ª série, páginas 3304-3329*, s.l.: Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território.

Decreto-Lei n°149/2004, de 22 de junho, s.d. *Diário da República n°145/2004, Série I-A, páginas 3805-3809*, s.l.: Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente.

Decreto-Lei n°152/97, de 19 de junho, s.d. *Diário da República n°139/97, Série I-A, páginas 2959-2966*, s.l.: Ministério do Ambiente.

Decreto-Lei n°194/2009, de 20 de agosto, s.d. *Diário da República n°161/09, 1ª Série, páginas 5418-5435*, s.l.: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

Decreto-Lei n°207/94, de 6 de agosto, s.d. *Diário da República n°181/94, Série I-A, páginas 4491-4495*, s.l.: Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações.

Decreto-Lei n°276/2009, de 2 de outubro, s.d. *Diário da República n°192/2009, 1.ª série, páginas 7154-7165*, s.l.: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

Despacho n°17313/2008, s.d. *Diário da República n°122/2008, 2.ª série, páginas 27912-27913*, s.l.: Ministério da Economia e da Inovação.

Duan, B. et al., 2015. Evaluation and Source Apportionment of Heavy Metals (HMs) in Sewage Sludge of Municipal Wastewater Treatment Plants (WWTPs) in Shanxi, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, pp. 15807-15818.

EEA, E. E. A., No 8/2011. *Hazardous substances in Europe's fresh and marine waters, An overview*, Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2011.

EEA, E. E. A., No 8/2012. *European waters — assessment of status and pressures*, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Union, 2012.

EEA, T. E. E. A., s.d. *European Pollutant Release and Transfer Register*. [Online] Available at: <http://prtr.ec.europa.eu/#/home> [Acedido em maio 2017].

Gautam, R. K., Sharma, S. k., Mahiya, S. & Chattopadhyaya, M. C., 2014. CHAPTER 1 - Contamination of Heavy Metals in Aquatic Media: Transport, Toxicity and Technologies for Remediation. Em: *Heavy Metals In Water : Presence, Removal and Safety*. s.l.:s.n., pp. 1-24.

Gebreyessus, G. D. & Jenicek, P., 2016. Thermophilic versus Mesophilic Anaerobic Digestion of Sewage Sludge: A Comparative Review. *Bioengineering 2016 3 n°15*.

Gola, D. et al., 2016. Multiple heavy metal removal using an entomopathogenic fungi *Beauveria bassiana*. *Bioresource Technology 218*, pp. 388-396.

Hidrocontrato, 2001. *CONCEPÇÃO, PROJECTO E CONSTRUÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DE OLHALVAS EM LEIRIA - MEMÓRIA DESCRITIVA E JUSTIFICATIVA*, s.l.: S.M.A.S. DE LEIRIA.

Huang, Y. et al., 2015. Removal of heavy metals from water using polyvinylamine by polymer-enhanced ultrafiltration and flocculation. *Separation and Purification Rechnology 158*, pp. 124-136.

K., G. S., 2015. Methods of Removing Heavy Metals from Industrial Wastewater. *Journal of Multidisciplinary Engineering Science Studies (JMESS) 1 n° 1*, pp. 12-18.

K., S. G. et al., 2016. A Study on the Potential of Moringa Leaf and Bark Extract in Bioremediation of Heavy Metals from Water Collected from Various Lakes in Bangalore. *Procedia Environmental Sciences 35*, pp. 869-880.

Kyzas, G. Z. & Kostoglou, M., 2013. Green Adsorbents for Wastewaters: A Critical Review. *Materials* 7, pp. 333-364.

MADRP, 1997. *CÓDIGO DE BOAS PRÁTICAS AGRÍCOLAS - PARA A PROTECÇÃO DA ÁGUA CONTRA A POLUIÇÃO COM NITRATOS DE ORIGEM AGRÍCOLA*, s.l.: Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas.

Martín-Lara, M. A. et al., 2014. New treatment of real electroplating wastewater containing heavy metal ions by adsorption onto olive stone. *Journal of Cleaner Production*, pp. 120-129.

Metcalf & Eddy, 1995. *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse*. s.l.:Tata McGraw-Hill .

Metcalf & Eddy, 2016. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*, 5^o Edição. s.l.:Denise Weber Nowaczyk.

Methods, S., 2005. *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*. 21st Edition ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation.

Monteiro, S. C., Lofts, S. & Boxall, A. B. A., 2010. *Scientific/Technical Report Submitted to EFSA - Pre- Assessment of Environmental Impact of Zinc and Copper Used in Animal Nutrition*, s.l.: s.n.

Mustapha, M. U. & Halimoon, N., 2015. Screening and isolation of heavy metal tolerant bacteria in industrial effluent. *Procedia Environmental Sciences*, pp. 33-37.

Muthusamy, P. & A., H., 2017. Study of Adsorption Isotherm Model and Kinetics on Removal of Zinc Ion from Industrial waste water by Using Novel Biosorbent (*Phyllanthus Emblica*). *Journal of Engineering Research and Application* 7, n^o1, (Part -1), pp. 80-86.

Panepinto, D., Fiore, S., Genon, G. & Acri, M., 2016. Thermal valorization of sewer sludge: Perspectives of large wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production* 137, pp. 1323-1329.

PEAASAR II, 2007. *Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais*, s.l.: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

PENSAAR 2020, 2015a. *Uma Estratégia ao Serviço da População: Serviços de Qualidade a um Preço Sustentável, Volume 1.*

PENSAAR 2020, 2015b. *Uma Estratégia ao Serviço da População: Serviços de Qualidade a um Preço Sustentável, Volume 2.*

Portaria nº631/2009, de 9 de junho, s.d. *Diário da República nº111/2009, 1.ª série, páginas 3580-3594*, s.l.: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional e da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas.

RASARP, 2016. *Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (2016), Volume 1 - Caracterização do setor de águas e resíduos*, s.l.: Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos.

Recilis, 2009. *ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES SUINÍCOLAS DA REGIÃO DO LIS, Relatório de Conformidade Ambiental do Projeto de Execução, Volume I - Sumário Executivo*, s.l.: s.n.

RELACRE, 2000. *Guia RELACRE 13 - VALIDAÇÃO DE MÉTODOS INTERNOS DE ENSAIO EM ANÁLISE QUÍMICA*, s.l.: RELACRE.

Sajayan, A. et al., 2017. Revealing the ability of a novel polysaccharide bioflocculant in bioremediation of heavy metals sensed in a *Vibrio* bioluminescence reporter assay. *Environmental Pollution* 228, pp. 118-127.

Seiple, T. E., Coleman, A. M. & Skaggs, R. L., 2017. Municipal wastewater sludge as a sustainable bioresource in the United States. *Journal of Environmental Management* 197, pp. 673-680.

SIMLIS, S. I. d. M. d. L. S., 2004. *EMPREITADA DE EXECUÇÃO DA ETAR COIMBRÃO, MEMÓRIA DESCRITIVA E JUSTIFICATIVA DO PROCESSO E EQUIPAMENTOS, Volume I.*

Sörme, L., Palm, V. & Finnveden, G., 2015. Using E-PRTR data on point source emissions to air and water - First steps towards a national chemical footprint. *Environmental Impact Assessment Review* 56, pp. 102-112.

Steckenmesser, D., Vogel, C., Adam, C. & Steffens, D., 2017. Effect of various types of thermochemical processing of sewage sludges on phosphorus speciation, solubility, and fertilization performance. *Waste Management* 62, pp. 194-203.

Sulyman, M., Namiesnik, J. & Gierak, A., 2016. Low-cost Adsorbents Derived from Agricultural By-products/Wastes for Enhancing Contaminant Uptakes from Wastewater: A Review. *Pol. J. Environ. Stud.* 26, N° 2, pp. 479-510.

Tabassum, N., Rafique, U. & Ashraf, M. A., 2016. Metal Doped Green Zeolites for Waste Water Treatment: A Sustainable Remediation Model. *J.Chem.Soc.Pak*, pp. 424-437.

Varela, E., 2015. *Contribuição para o Estudo dos Subprodutos de uma ETAR – Gradados e Areias*, s.l.: Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.

Yang, J. et al., 2013. Current status and developing trends of the contents of heavy metals in sewage sludges in China. *Front. Environ. Sci. Eng.*, pp. 719-728.

Zhao, Y. et al., 2014. Comparative Study of Heavy Metals in “Soil-Wheat” Systems Between Sewage-Irrigated Areas and Clean-Water-Irrigated Areas in Suburban Beijing. *Journal of Environmental Health* 77 n° 6, pp. 28-34.